Université Pierre et Marie Curie, École des Mines de Paris
& École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts

Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie

Parcours Hydrologie-Hydrogéologie

Simulation numérique 3D du transfert de polluant au sein d'un aquifère bicouche hétérogène.

Rose Ben Simon

Directeur de recherche : Laurent Kraeutler

Bureau d'études AXE
Rennes (35)

Septembre 06

SOMMAIRE

1 INTRODUCTION 3

1.1 CONTEXTE 3
1.2 OBJECTIF 4

2 REALISATION DU MODELE HYDROGEOLOGIQUE 5

2.1 LOGICIELS UTILISES 5
2.2 RAPPORTS ET DOCUMENTS CONSULTES 5

3 MODELISATION DES ECOULEMENTS SOUTERRAINS 6

3.1 DONNES D'ENTREE 6
3.1.1 Géométrie du système 6
3.1.2 Conditions aux limites 7
3.1.3 Maillage 7
3.1.4 Points de prélèvement 7
3.1.5 Coefficient de perméabilité 10
3.1.6 Porosité efficace 10
3.1.7 Rivière 10
3.1.8 Campagne piézométrique de 1994 11

3.2 SIMULATION HYDRODYNAMIQUE EN REGIME PERMANENT 11
3.2.1 Calage des paramètres 11
3.2.2 Méthodologie mise en œuvre 12
3.2.3 Résultats et commentaires 12

4 MODELISATION DU TRANSPORT DES POLLUANTS 16

4.1 DONNEES D'ENTREE 16
4.1.1 Concentration initiale en TCE 16
4.1.2 Points de surveillance 16
4.1.3 Evolution de la pollution au sein de la nappe 16
4.1.4 Conditions aux limites 20

4.2 SIMULATION DU TRANSPORT REACTIF 20
4.2.1 Calage des paramètres 20

5 ANALYSES DE SENSIBILITE 20

6 SYNTHESE DES RESULTATS 26
6.1 RESULTATS DE LA MODELISATION DES ECOULEMENTS 26
6.2 RESULTATS DE LA MODELISATION DU TRANSPORT 28

RESUME

L'étude présentée dans ce rapport s'inscrit dans le cadre du stage réalisé dans le bureau d'études Axe, implanté à Rennes (35), pour l'obtention du diplôme de Master 2 Hydrologie-Hydrogéologie de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI).

Le but de cette étude est la réalisation d'une simulation numérique 3D du transfert d'un polluant, le Trichloroéthylène, au sein d'un aquifère bicouche hétérogène. Le cas étudié correspond à un cas réel de site industriel pollué.

Ce document décrit les étapes successives qui ont conduit à la création du modèle numérique : la modélisation des écoulements souterrains dans un premier temps, du transport du Trichloroéthylène dans l'aquifère dans un deuxième temps. Enfin, en l'absence de données précises, une analyse de sensibilité aux paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs a été réalisée afin de déterminer les paramètres prépondérants du modèle, en vue de l'acquisition ultérieure de données complémentaires.

ABSTRACT

The study presented in this report lies within the scope of the training period carried out in the engineering and consulting department Axe, established in Rennes (35), in order to complete a Master's degree in Hydrology-Hydrogeology from the University Pierre et Marie Curie (Paris VI).

The goal of this study is the realization of a three dimensional transport model of a pollutant, Trichloroethylen, within a heterogeneous double-layered aquifer. The studied case is a real case of a polluted factory site.

This document describes the successive stages which led to the completion of the numerical model : modeling the groundwater flow first, the Trichloroethylen transport in the aquifer next. Finally, an analysis of the sensitivity of the model to the hydrodynamic and hydrodispersive parameters was carried out in order to characterize the key parameters of the model and further acquiring new data and better knowledge of these parameters.

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Une pollution au Trichloroéthylène (TCE) a été détectée dans les eaux souterraines au niveau de deux piézomètres au droit d'une zone industrielle en 2005.Le TCE est un solvant chloré liquide, soluble dans l'eau mais qui se volatilise rapidement à partir de l'eau ou du sol, et dont la principale utilisation est le dégraissage des pièces métalliques. Cette pollution proviendrait d'un déversement accidentel de solvants chlorés, tel qu'une fuite d'un ou de plusieurs bidons.

Les piézomètres sont implantés dans des alluvions éémiennes (formation Fy), à la base d'une nappe alluviale. Ces alluvions rouges sont constituées de sables et graviers. Dans le secteur, depuis plus de quarante ans, ces alluvions anciennes de la Vilaine ont été exploitées, entraînant la création de nombreux étangs, dont l'étang de la Piblais sur lequel ont lieu des activités de loisir (Kayak, planches à voiles etc.…).

La formation Fy est surmontée, par endroits, d'alluvions récentes holocènes (formation Fz) constituée d'argiles, limons et graviers.
Les formations Fy et Fz constituent la nappe alluviale. Cette nappe alluviale est située de part et d'autre de la Vilaine, en aval de la ville de Rennes. Elle repose sur des sables du pliocènes (formation ρ1ρ2), aquifère homogène constitué de sables moyens et fins propres, et exploité par un captage AEP (Alimentation en Eau Potable) au niveau du bassin sableux de Lillion (largeur maximale : 500 m ; longueur : 2,4 km) à environ 1700 m au Nord-Ouest de la zone polluée.

Afin de déterminer l'influence du site sur les eaux souterraines, il est nécessaire de délimiter un secteur d'étude en fonction de plusieurs critères.
L'examen de l'étude hydrogéologique du secteur de Lillion-Bougrières, réalisée en 1995 par la société Géoarmor, a permis de déterminer le sens d'écoulement de la nappe ainsi que son fonctionnement au cours d'une année complète. L'hydrogéologue départemental agréé[1] a également confirmé le contexte géologique dans lequel le site s'inscrit.
Les observations piézométriques réalisées par la société Géoarmor indiquent que, à l'échelle du secteur d'étude, l'écoulement de la nappe a lieu globalement en direction de l'Ouest Sud-Ouest.

Ainsi, le site se trouve dans le bassin versant qui draine les eaux alimentant le captage d'eau potable de Lillion. Cette zone d'alimentation résulte de la juxtaposition de trois sous bassins versants :

- Le bassin versant des gravières, en rive gauche de la Vilaine. C'est celui qui participe le plus directement à l'alimentation du captage. Le site pollué se trouve dans ce bassin en amont hydraulique du captage ;

- Le bassin versant du Vieux Blosne ;

- Le bassin versant de la rive droite de la Vilaine.

[1] Yves Quété, hydrogéologue départemental agréé.

Pour la modélisation, on considèrera que la source de pollution a disparu. La nappe alluviale n'est donc plus rechargée en polluant. Le TCE détecté au niveau des piézomètres présents sur le site migrent alors dans le sens d'écoulement de la nappe, c'est-à-dire vers l'Ouest/Sud-Ouest. Ainsi, il n'y a pas de risque sanitaire lié aux eaux souterraines pour toute la zone située à l'Est et au Nord du site.

Les dimensions du secteur d'étude choisi sont de 2700 m x 1620 m.

1.2 OBJECTIF

Le but de cette étude est de réaliser un modèle numérique simulant l'évolution du panache de TCE au sein des aquifères présents au droit de la zone d'étude, à partir de la zone industrielle (source), afin de prédire son impact en termes de concentrations sur les cibles potentielles, à savoir :

- Captage AEP de Lillion ;
- Puits privé au niveau des habitations de la Piblais ;
- Etang de la Piblais.

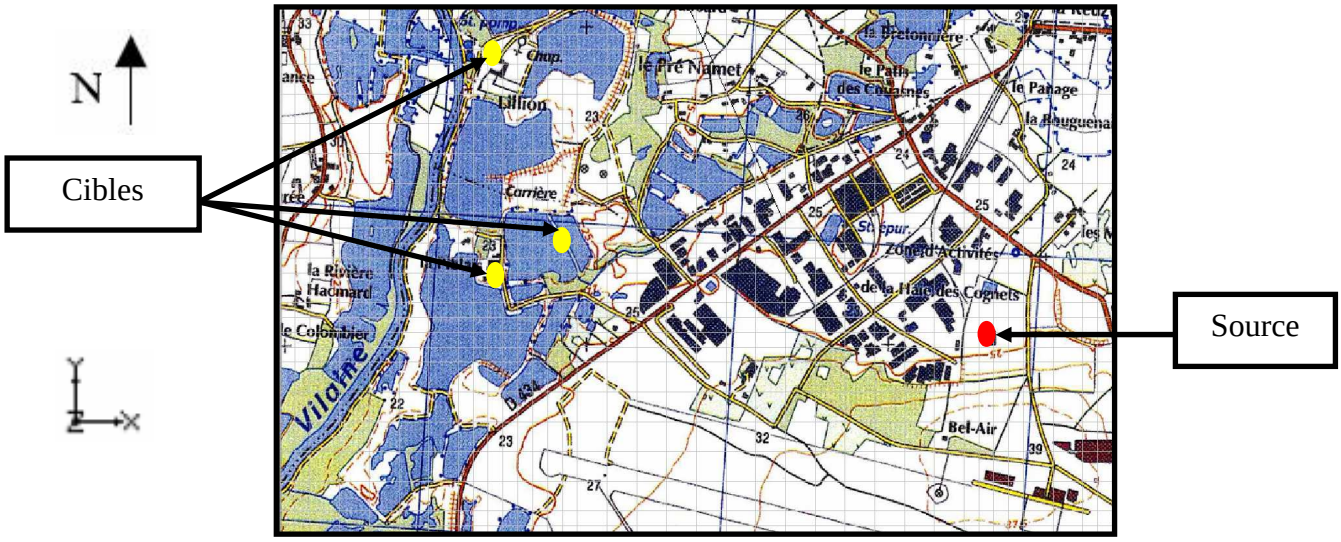


Figure 1 : Localisation de la source et des cibles dans la zone d'étude

Les principales étapes conduisant à la simulation du transfert de polluants chlorés dans les aquifères sont présentées ci-dessous, elles constituent le plan de ce rapport :

- la simulation du comportement hydrodynamique ;
- la simulation du transport réactif du TCE (sans tenir compte des réactions de déchloration), où le phénomène d'adsorption sur la matière organique du sol peut se produire et jouer un rôle dans l'évolution du panache.

2 REALISATION DU MODELE HYDROGEOLOGIQUE

2.1 LOGICIELS UTILISES

Les logiciels employés sont :

- en ce qui concerne la simulation des écoulements, le logiciel Modflow 96 (module d'hydrodynamique développé par l'U.S Geological Survey ; Harbaugh and McDonald, 1996) ;

- pour le transport réactif des polluants, le logiciel MT3D (module de transport développé par Zheng et la société Papadopoulos & Associates avec l'aide financière de l'U.S. EPA 1990) ;

- pour le calage des paramètres régissant l'écoulement, le logiciel de modélisation inverse UCODE (développé par Poeter and Hill, 1998).

Ces logiciels sont inclus dans le logiciel Processing Modflow version 5.3.0 (Chiang et Kinzelbach, 1998), ils utilisent la méthode de résolution des différences finies et ils fonctionnent selon une approche découplée. Ainsi, les données de sortie issues du module d'écoulement MODFLOW (profil des isopièzes et calcul des vitesses) sont utilisées comme données d'entrée par les modules de transport PMPATH et MT3D.

2.2 RAPPORTS ET DOCUMENTS CONSULTES

Les documents suivants ont été consultés pour la construction du modèle numérique :

- la carte géologique de Rennes au 1/50000ème et sa notice ;

- la carte topographique IGN au 1/10000ème ;

- la fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS pour le TCE ;

- le rapport d'enquête (étude géologique et pédologique) du géologue[2] agréé, au sujet de la détermination du périmètre de protection du captage de Lillion (1981) ;

- l'étude hydrogéologique du secteur Lillion-Bougrières, par la société Géoarmor (1995), comprenant :
  - la carte de délimitation du bassin versant total du captage ;
  - la carte des isohypses (altitudes du mur de l'aquifère) de l'aquifère sableux ;
  - les résultats des forages et sondages réalisés sur la zone d'étude ;
  - les données bimestrielles de la campagne piézométrique sur l'année 1994 ;
  - les six cartes piézométriques, résultats de la campagne piézométrique ;
  - le bilan hydrique de la zone ;
  - les résultats d'analyse granulométrique des aquifères ;

[2] Yves Quété, géologue départemental agréé.

- les résultats d'un essai de pompage réalisé au niveau du captage dans les sables.

L'étude de ces documents fournit l'ensemble des données nécessaires à la réalisation du modèle dont les caractéristiques sont présentées ci-dessous

Les figures des documents et rapports sont présentées en **Annexe.**

3 MODELISATION DES ECOULEMENTS SOUTERRAINS

3.1 DONNES D'ENTREE

3.1.1 Géométrie du système

A partir de la carte géologique de Rennes au 1/50000ème ainsi que de sa notice, et de l'étude hydrogéologique du secteur de Lillion-Bougrières, réalisée en 1994 par la société Géoarmor, nous avons défini la présence de 3 aquifères au droit de la source de pollution :

- un aquifère fissuré de socle qui, sauf exception, présente des caractéristiques hydrodynamiques médiocres, il ne sera donc pas représenté dans la modélisation ;

- un aquifère sableux datant du pliocène, semi captif reposant sur l'aquifère fissuré de socle. Le caractère semi captif de l'aquifère est dû au contraste de perméabilité avec l'aquifère alluvionnaire sus-jacent. Cette formation n'est pas présente sur toute la zone, elle se rencontre sous la forme d'étroits bassins d'effondrement tertiaires, et elle draine en partie l'aquifère alluvionnaire sus-jacent ;

- l'aquifère libre des alluvions, hétérogène, subordonné à la Vilaine ;

Ainsi, le modèle réalisé est bicouche, l'épaisseur des formations représentées est variable :

- 1 à 6 m pour les alluvions ;

- 0 à 30 m pour l'aquifère sableux.

Les cotes du toit (topographie) et du mur (substratum) des alluvions ainsi que celles du mur de l'aquifère sableux ont été interpolées à partir de :

- la carte topographique de la zone ;

- la carte géologique de Rennes au 1/50000 ;

- la carte des isohypses du bassin des sables du pliocène ;

- la coupe schématique longitudinale NW-SE de la zone, réalisée à partir des résultats de sondages et forages.

L'interpolation a été réalisée à l'aide de l'outil *Field Interpolator* inclus dans le logiciel PMWIN, selon la méthode d'interpolation linéaire de Shepard (inverse de la distance pondérée d'un facteur 2).

Les documents, les points de références, les résultats de l'interpolation des limites supérieures et inférieures des aquifères (utilisation du *Field Interpolator* de PMWIN et du logiciel Golden Surfer version 8.02, octobre 2002), ainsi que la méthode d'interpolation sont présentés en **Annexe A**.

3.1.2 Conditions aux limites

La simulation du comportement hydrodynamique des aquifères repose sur une définition rigoureuse des conditions aux limites. Trois types de limites ont été proposés :

Limite à potentiel imposé :

- les étangs, dont les niveaux sont maintenus constants par les précipitations et les rejets d'eaux pluviales de la zone industrielle.

Limite à flux nul :

- à l'Est de la zone, résultat de la superposition de :
  - la limite Est du sous bassin versant des gravières correspondant d'après les cartes piézométriques de référence à une ligne de partage des eaux ;
  - la surface d'affleurement des alluvions rouges imperméables : c'est une formation géologique plus ancienne que les alluvions aquifères ; son affleurement indique donc que les alluvions aquifères ont été totalement érodées.

Limite à flux imposé :

- infiltration des pluies efficaces (recharge), considérée comme nulle au niveau des étangs (bilan hydrique nul : précipitations annuelles = évaporation annuelle) et de la zone industrielle (surfaces imperméabilisées).

L'extrait de la carte géologique et celle de délimitation du sous-bassin versant des gravières sont présentées en **Annexe C**.
Les cartes des conditions aux limites (cf. figures 2 et 3), telles que représentées dans le logiciel PMWIN représentent les conditions aux limites définies précédemment.
La figure 4 fait apparaître les zones pour lesquelles la recharge est nulle.

3.1.3 Maillage

Le maillage est régulier (cf. figure 2). Le système est discrétisé en cellules de 30 m de côté, soit 90 colonnes et 54 lignes. Le nombre total de cellules est donc de 4860.
Le choix de la taille des cellules a été effectué en mesurant sur la carte IGN la largeur minimale de la rivière afin de la représenter le plus finement possible.

3.1.4 Points de prélèvement

Le captage AEP de Lillion, considéré comme cible potentielle de la pollution, comporte deux puits de pompage qui ont été représentés dans le modèle numérique.
Les puits du captage AEP sont crépinés uniquement au niveau de l'aquifère sableux.

Afin de simuler le tubage des puits dans le modèle, une très forte valeur de perméabilité verticale (1 m/s, soit 86400 m/j) a été attribuée aux cellules des deux couches traversées par les puits.
La localisation et le débit d'exploitation de ces puits sont précisés dans le tableau suivant :

Nom	X (m)	Y (m)	Colonne	Ligne	Débit de pompage (m^3/j)	Débit de pompage (m^3/an)
P1	670	1487	23	5	1939	707735
P2	731	1457	25	6	1681	613446

Tableau 1 : Prélèvements dans l'aquifère sableux

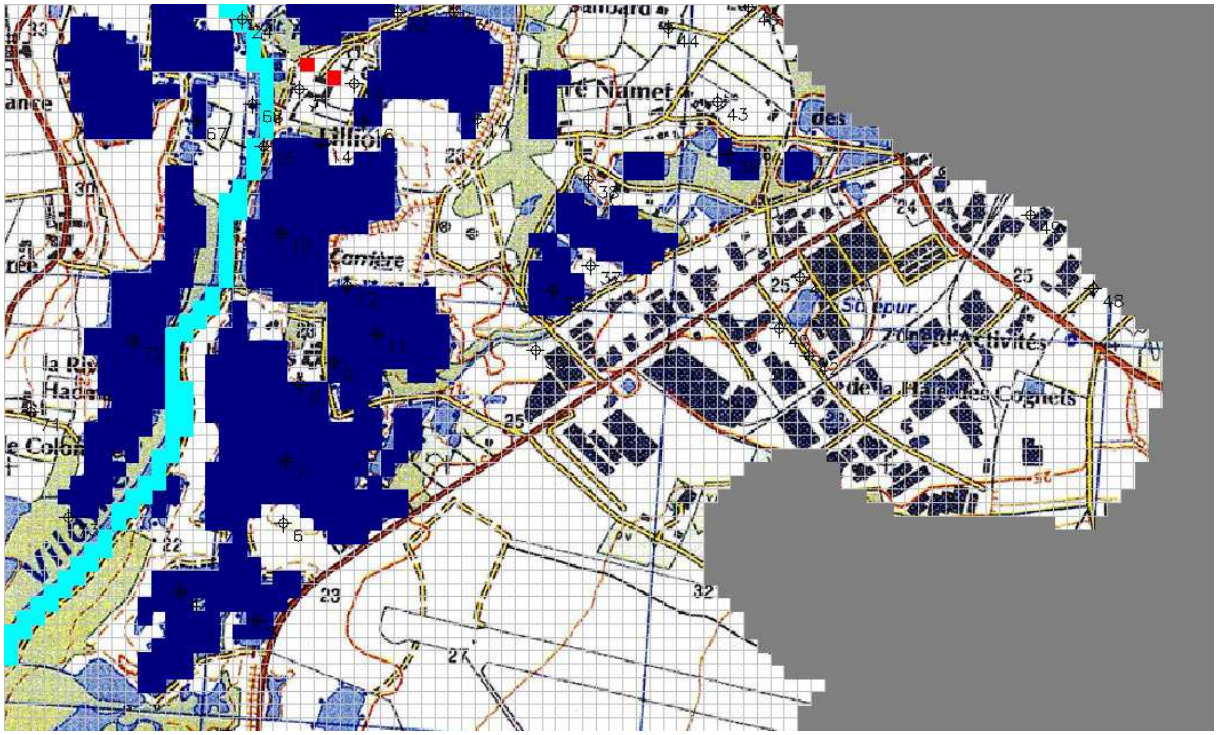


Figure 2 : Représentation des conditions aux limites de l'aquifère alluvial sous PMWIN

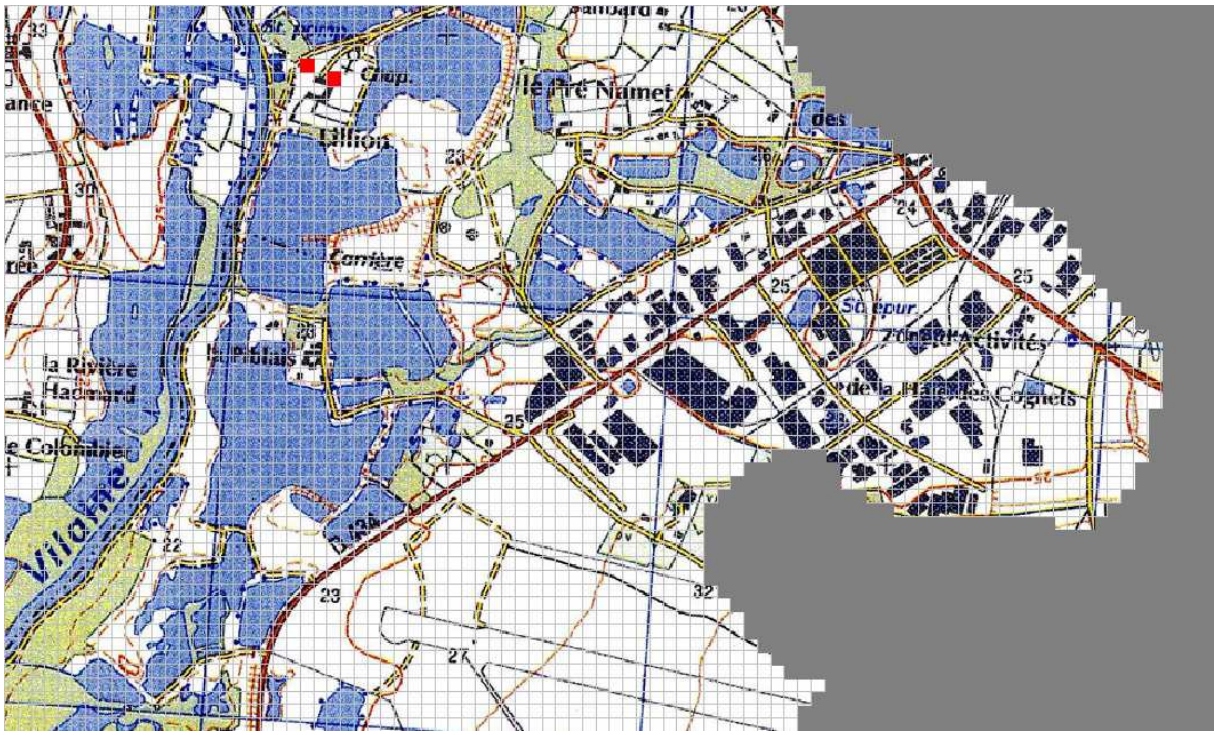


Figure 3 : Représentation des conditions aux limites de l'aquifère sableux sous PMWIN

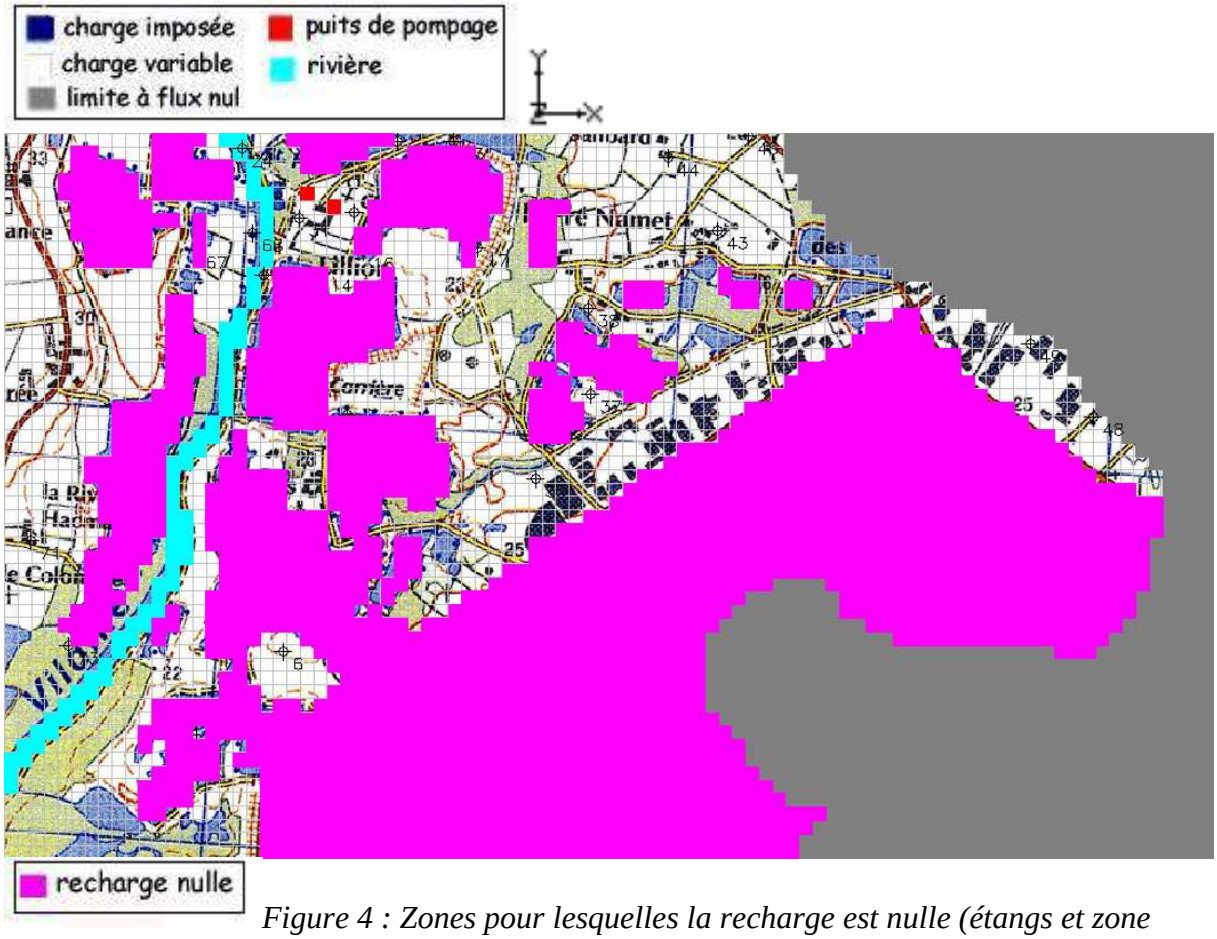


Figure 4 : Zones pour lesquelles la recharge est nulle (étangs et zone industrielle)

Les autres mailles ont une valeur de recharge de $5{,}2.10^{-4}$ m/j.

3.1.5 Coefficient de perméabilité

Dans un premier temps, la perméabilité a été considérée comme isotrope et uniforme dans chacun des aquifères représentés.

Aquifère sableux :

Les essais de pompages réalisés dans les sables au niveau du captage AEP par la société Géoarmor ont fournit des valeurs de perméabilité de l'ordre de 4.10^{-4} m/s (soit 34,56 m/j).

Aquifère alluvial :

Ne disposant pas de mesures de perméabilité de cette formation, j'ai mis en place des essais d'eau (slugtests) de type Lefranc par injection d'eau dans 2 piézomètres.
Les essais ont été réalisés conformément à la norme NF P94-132 (octobre 2000). N'ayant pas accès à la zone d'étude, ces essais ont été menés dans des piézomètres traversant la formation Fy, sur un site industriel distant de la zone d'étude d'environ 5 km.
Les essais ont été interprétés graphiquement selon la méthode de Hvorslev (1951), les résultats ont donné des valeurs de perméabilité de l'ordre de 1.10^{-5} m/s (soit 0,864 m/j).
D'après l'étude Géoarmor, les berges des étangs sont colmatées et ont ainsi une perméabilité de 2 à 8 fois moins importante que celle de l'aquifère, une valeur équivalente au $1/5^{ème}$ de celle choisie pour les alluvions leur a donc été attribuée, soit 2.10^{-6} m/s (0,1728 m/j).
Les mesures ainsi que les formules utilisées sont présentées en **Annexe D**.

3.1.6 Porosité efficace

Aquifère sableux :

Une étude granulométrique réalisée par la société Géoarmor a permis d'estimer la porosité efficace à 20 %.

Aquifère alluvial :

Une étude réalisée par l'Institut de Géologie de l'Université de Rennes (1981) donne une valeur de porosité efficace de 18 %.

3.1.7 Rivière

La rivière a été représentée à l'aide du *River Package* de Modflow qui calcule le flux entre rivière et nappe selon la différence de charge entre la rivière et les nappes et la valeur de la conductance du lit de la rivière.
La Vilaine n'a pas été définie comme une limite à charge imposée car d'après les études Géoarmor elle n'est pas en parfaite connexion avec les aquifères, ses berges et fond étant certainement colmatées.
Les conductances ont été calculées en prenant la valeur de la perméabilité verticale de la nappe alluviale, soit 1.10^{-5} m/s.
Les valeurs de conductance, ainsi que les formules utilisées sont présentées en **Annexe D.**

3.1.8 Campagne piézométrique de 1994

La société Géoarmor a mené une campagne piézométrique (74 piézomètres) bimestrielle sur la zone d'étude en 1994.
Les résultats de ces levées ont donné lieu à la réalisation de 6 cartes piézométriques (janvier, mars, mai, juillet, septembre et novembre).
Les cartes diffèrent très peu entre elles, excepté au niveau de la rivière qui se retrouve tantôt en position d'alimenter la nappe alluviale, tantôt en position d'être alimentée par elle.

Compte tenu des objectifs qualitatifs et quantitatifs de l'étude, j'ai choisi de réaliser la modélisation en régime permanent sur l'année moyenne 1994, la rivière étant alimentée par la nappe alluviale, excepté au niveau du captage de Lillion où la rivière est drainée par la nappe.

Sur les 74 piézomètres utilisés par la société Géoarmor pour la campagne piézométrique, 36 se trouvent dans la zone qui nous intéresse, leurs valeurs de charge piézométrique, moyennées sur l'année 1994, serviront de références pour le calage du modèle. Dans ce but, les coordonnées (X, Y), ainsi que les valeurs de charges correspondantes, de ces piézomètres seront rentrées dans le module *Boreholes and Observation* de PMWIN.
Le tableau des cotes piézométriques des différentes levées, leurs valeurs moyennées sur l'année, ainsi que les cartes piézométriques sont présentées en **Annexe B**.

3.2 SIMULATION HYDRODYNAMIQUE EN REGIME PERMANENT

3.2.1 Calage des paramètres

L'objectif de cette étude étant la représentation de l'évolution du panache de polluant au sein de la nappe, et au vu de la grande inertie de la nappe due au volume très important d'eau libre sur la zone d'étude (4,9 millions de m^3, source Géoarmor, 1995), le calage en régime hydrodynamique permanent est suffisant, et les fonctions capacitives des réservoirs seront ignorées.

Sans connaissances assez précises de la lithologie et de ses variations spatiales, on considère, en première approximation, un milieu isotrope où la perméabilité horizontale Kxy est équivalente à la perméabilité verticale Kz dans chaque aquifère.

En régime permanent, considéré comme stabilisé, le calage des charges calculées par rapport aux charges mesurées est obtenu en ajustant les paramètres de calage suivant :

- p1 : K (Fz)
- p2 : K (Fy)
- p3 : K (étangs)

Le calage sera ainsi uniquement effectué pour les valeurs de perméabilité de l'aquifère alluvial puisque l'aquifère sous-jacent, sableux, est homogène et que l'on dispose d'une valeur calculée à partir de l'interprétation d'un essai de pompage réalisé par Géoarmor (1995).

3.2.2 Méthodologie mise en œuvre

Le calage a été effectué à l'aide du logiciel de modélisation inverse UCODE. Le logiciel réalise de nombreuses simulations au cours desquelles il fait varier les paramètres de calage de manière à s'approcher, par le calcul, des valeurs des charges piézométriques des piézomètres définis comme références dans PMWIN.
Pour cela, il suffit d'indiquer au logiciel les plages de variation des valeurs des paramètres de calage.

p1 et p2 : ces plages de variations sont issues de la notice de la carte géologique de Rennes, et des investigations sur un site peu éloigné présentant les mêmes formations affleurantes (slugtests).

- *valeur minimum :* 1.10^{-6} m/s (soit 0,0864 m/j) ;
- *valeur maximum :* 1.10^{-4} m/s (soit 8,64 m/j).

p3 : d'après l'étude Géoarmor (1995), les berges des étangs sont colmatées et ont ainsi une perméabilité de 2 à 8 fois moindre que la perméabilité de la formation Fz (p1).

- *valeur minimum :* $1{,}25.10^{-7}$ m/s (soit 0,0108 m/j), cette valeur correspond à $1/8^{ème}$ de la valeur minimum de p1 ;
- *valeur maximum :* 5.10^{-5} m/s (soit 4,32 m/j), cette valeur correspond à 1/2 de la valeur maximum de p1 ;

Le résultat du calage hydrodynamique est ensuite utilisé pour simuler le transport du TCE.

3.2.3 Résultats et commentaires

Le tableau de l'**Annexe E** donne les écarts obtenus entre valeurs mesurées et calculées. Les cartes piézométriques des deux couches (cf. figures 7 et 8) et la droite de corrélation (cf. figure 5) ont été réalisées à partir de ces données.

Trois zones de perméabilités ont été définies pour l'aquifère alluvial :

- la zone d'affleurement de la formation Fy correspondant au paramètre p1, K = 11,6 m/j (soit environ $1{,}34.10^{-4}$ m/s);
- la zone d'affleurement de la formation Fz correspondant au paramètre p2, K = 17,3 m/j (soit environ 2.10^{-4} m/s);
- les berges des étangs correspondant au paramètre p3, pour lesquelles K = 0,72 m/j (soit environ $8{,}3.10^{-6}$ m/s).

Une carte faisant apparaître les différentes zones de perméabilité a été réalisée (cf. figure 6).

On observe des écarts entre les charges calculées et observées inférieures ou égales à 13 cm sur la majeure partie des ouvrages de surveillance.

Les piézomètres pour lesquels les écarts sont les plus importants sont tous situés dans la partie Est de la zone d'étude, et sont relativement proches les uns des autres.

Le tableau qui suit présente un récapitulatif des erreurs obtenues concernant le calcul des charges sur les ouvrages de référence.

Erreur moyenne (m)	0,02
Erreur moyenne (m) - valeur absolue -	0,44
Erreur minimum (m) - valeur absolue -	0
Erreur maximum (m) -valeur absolue -	1,95

Tableau 2 : Résumé des erreurs sur les charges des ouvrages de référence –calage hydrodynamique en régime permanent

De nombreux essais de calages, dans les limites de variation de la perméabilité issues des slugtests (cf. **Annexe D**) et de la notice de la carte géologique de Rennes, n'ont pas permis de réduire significativement les écarts trop importants.
Les causes de ces écarts peuvent être :

- une forte hétérogénéité des formations alluviales ;
- une erreur de mesure ;
- une mauvaise interprétation des mesures.

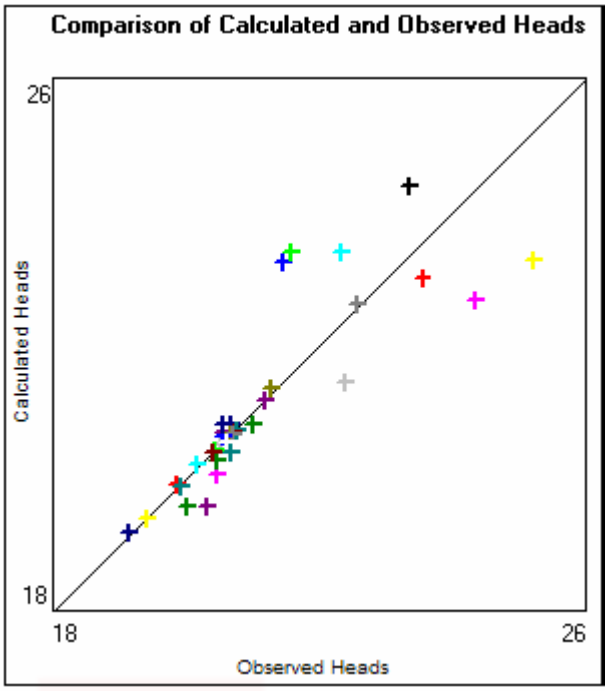


Figure 5 : Droite de corrélation - Calage hydrodynamique en régime permanent

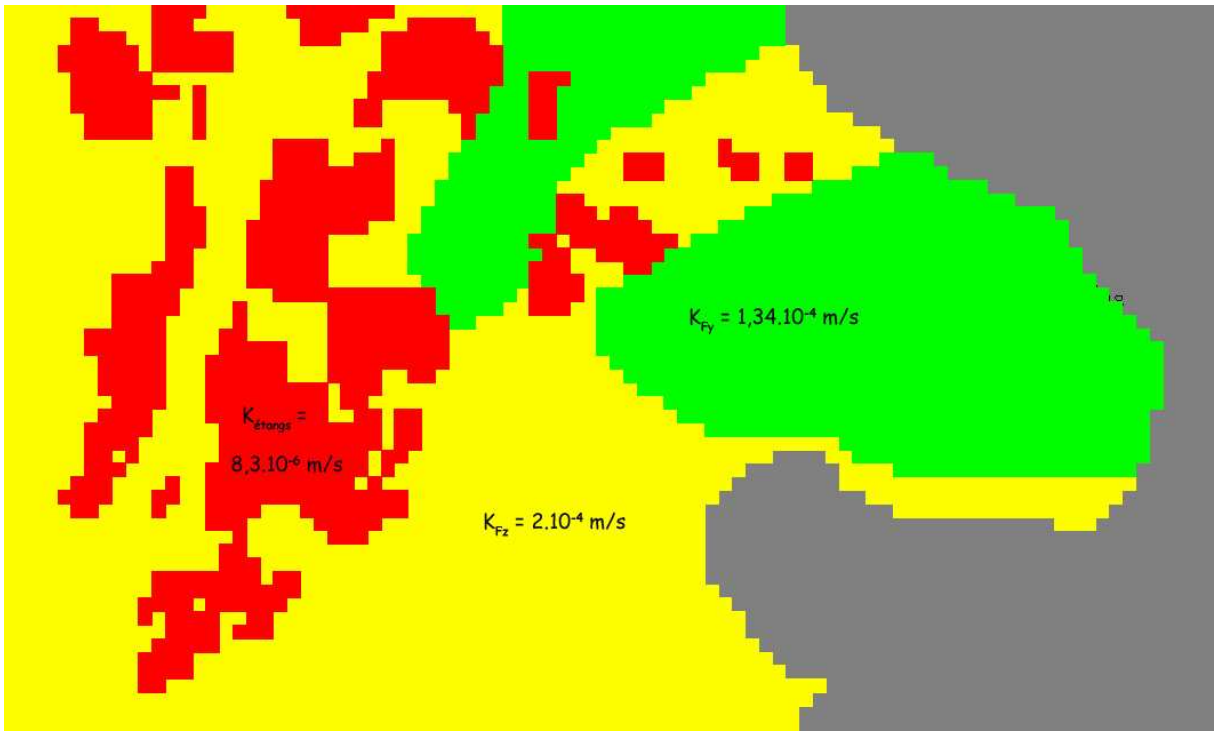


Figure 6 : carte des zones et valeurs de perméabilité après calage – Aquifère alluvial

Les zones rouges correspondent aux étangs, dont les berges et le fond sont colmatés (Géoarmor, 1995). La partie jaune représente les alluvions Fz et la verte les alluvions Fy. Les cellules grises sont les cellules inactives liées à l'imperméabilisation des surfaces de la zone industrielle, de la très faible épaisseur de sédiments et de l'absence de l'aquifère sableux.

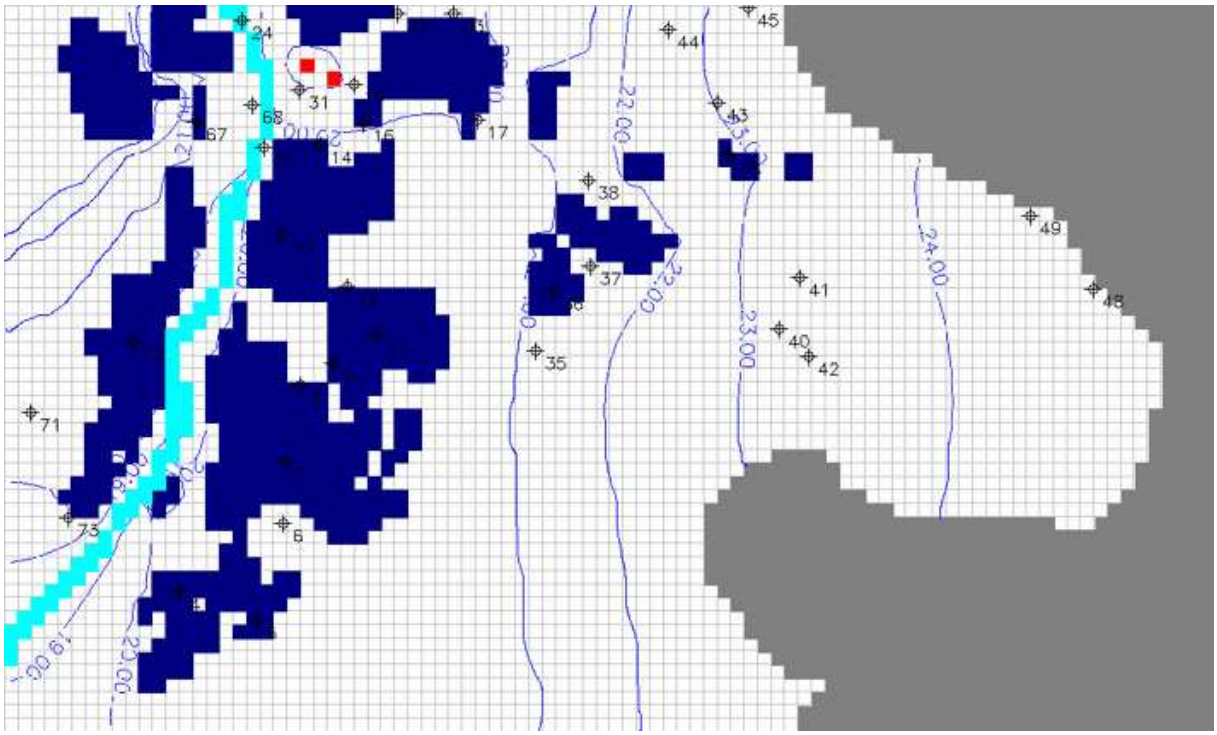


Figure 7 : Carte piézométrique de l'aquifère alluvial - Calage hydrodynamique en régime permanent

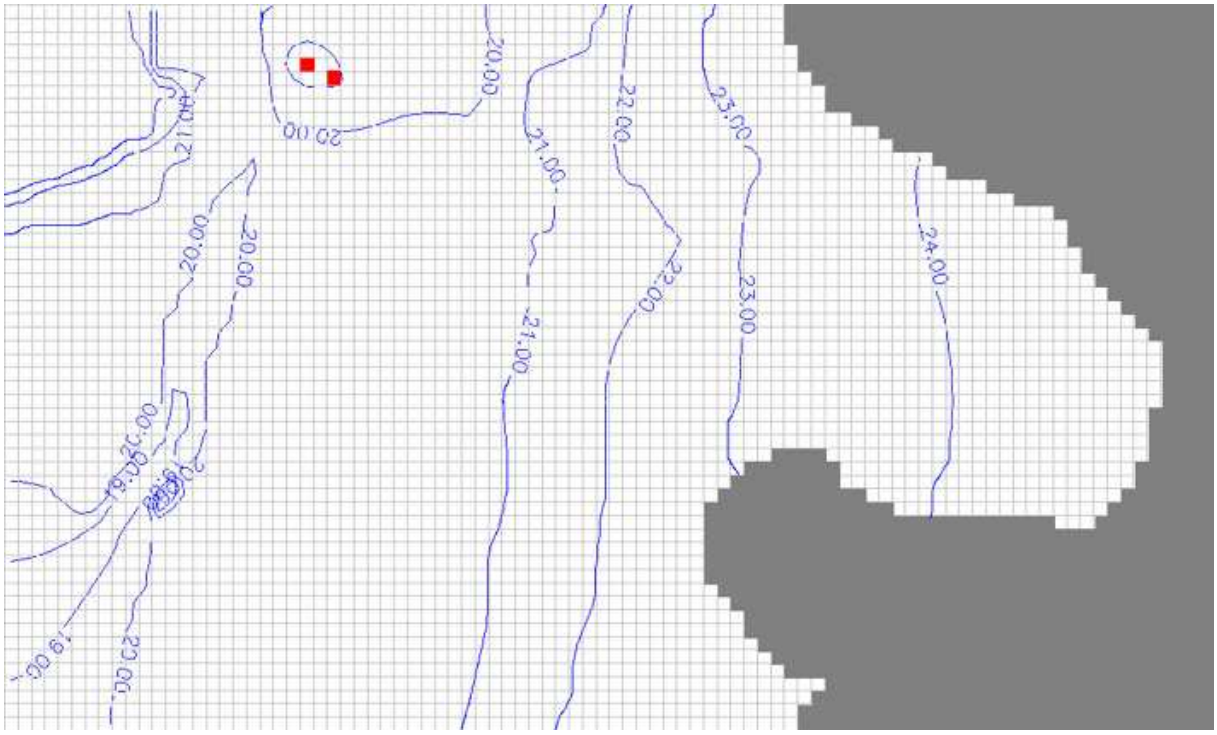


Figure 8 : Carte piézométrique de l'aquifère sableux - Calage hydrodynamique en régime permanent

Les cartes piézométriques obtenues après calage des paramètres sont satisfaisantes, car elles correspondent assez bien aux cartes réalisées par Géoarmor (1995) à partir de la campagne piézométrique de 1994.
On y retrouve :

- le sens d'écoulement de l'eau souterraine, qui est globalement Ouest/Sud-Ouest du côté Est de la rivière ;
- le front d'appel du captage AEP ;
- les relations nappe-rivière ;
- le fort gradient hydraulique dans le coin Nord-Ouest de la grille ;
- les valeurs des isopièzes.

Ces cartes piézométriques permettent d'estimer le gradient hydraulique. Au niveau de la source de pollution il est de 0,0021. La source de pollution se trouvant dans la formation Fy, la formule de Darcy donne une vitesse de 0,02 m/j, la porosité efficace est de 0,18 et donc la vitesse de pore est de 0,11 m/j au niveau de la source de pollution dans la nappe alluviale.

4 MODELISATION DU TRANSPORT DES POLLUANTS

4.1 DONNEES D'ENTREE

4.2 Concentration initiale en TCE

Sur les valeurs de concentration en TCE mesurées en 2005 sur les trois piézomètres, seule la plus élevée a été prise en compte et rentrée dans le logiciel MT3D, afin de se placer dans les conditions les plus pénalisantes (principe de précaution).

La valeur ainsi retenue est de 572 µg/L, soit 0,572 g/m^3 dans la nappe alluviale, au niveau du site industriel pour les cellules où sont implantés les piézomètres pollués. Pour toutes les autres cellules du modèle, la concentration initiale en TCE est nulle.

4.2.1 Points de surveillance

Les piézomètres implantés au niveau de la source de pollution (P1ZI, P2ZI, P3ZI) et des cibles potentielles serviront de points de surveillance de l'évolution de la pollution souterraine :

- captage AEP de Lillion (piézomètres 19 et 31) ;
- habitations de la Piblais (HP) ;
- étang de la Piblais (piézomètre 11).

Les coordonnées des points de surveillance sont présentées ci-dessous :

Nom	X (m)	Y (m)
P1ZI	2292	614
P2ZI	2258	614
P3ZI	2276	642
HP	670	859
19	780	1443
31	657	1431
11	578	1303

Tableau 3 : Coordonnées des points de surveillance

4.2.2 Evolution de la pollution au sein de la nappe

Les principaux mécanismes physiques et paramètres associés à la propagation des polluants dans la nappe sont les suivants :

Mécanisme physique	Paramètres associés	
convection	coefficient de perméabilité K porosité efficace n_e ou cinématique ω	**transport non réactif**
dispersion cinématique	coefficient de dispersion longitudinal α_L coefficient de dispersion transversal α_T coefficient de dispersion vertical α_V	
diffusion moléculaire	coefficient de diffusivité moléculaire D	
adsorption	Coefficient de partage sol-eau K_d	**transport réactif**
dégradation par déhalogénation	constante cinétique λ	

Tableau 4 : Les mécanismes physiques et paramètres associés à la propagation des polluants dans le sol et les nappes (Lemière & al., 2001 ; Wiedermeier & al., 1998)

Les réactions de déhalogénation (déchloration) ne seront pas prises en compte dans la simulation de transport de TCE, ceci pour des raisons de manque de données à la fois sur les concentrations en produits de déchloration, et sur les valeurs de la constante cinétique.

A partir des indications fournies dans différentes publications et groupes de discussion (modhydropoll), relatives à ce type de contaminant, les valeurs et domaines de variation utilisés pour la simulation du transport de TCE sont présentées ci-après.

Convection

- aquifère alluvial : la porosité efficace varie entre 0,1 et 0,3 (Castany, 1998 ; Marsily, 1994 ; Gelhar & al, 1992 ; Zheng & Bennet, 1995). La valeur fournie par l'Institut de Géologie de l'Université de Rennes (1981) confirme cet ordre de grandeur. Notons que dans le cas d'une nappe libre, on considère que l'emmagasinement (S) équivaut à une porosité efficace (n_e).

- aquifère sableux : la porosité efficace varie entre 0,05 et 0,34 (Castany, 1998). La valeur estimée à partir de l'analyse granulométrique de Géoarmor (1995) confirme cet ordre de grandeur.

Dispersion cinématique

Malheureusement aucun essai de traçage n'a été réalisé sur le site. C'est pourquoi les valeurs des coefficients de dispersion ont été estimées selon une méthode communément utilisée basée sur l'échelle du secteur d'étude.

Cette méthode consiste à considérer, en première approche, un coefficient de dispersion longitudinal de l'ordre de 0,1 fois la longueur du panache de polluant ou de la longueur

parcourue par le polluant (Lallemand, Barres and Peaudecerf, 1978 ; Pickens and Grisak, 1981 ; Spitz and Moreno, 1996), soit :

$$\alpha_L = 0{,}1 * L_p \qquad (1)$$

Ce qui consiste à supposer que la dispersivité varie avec l'échelle.

Cependant, Xu et Eckstein (1995) ont étudié les mêmes données que celles publiées par Gelhar & al. (1992) et, en utilisant une méthode des moindres carrés, ont développé la relation suivante afin d'estimer la dispersivité :

$$\alpha_L = 0{,}83(\log_{10} L_p)^{2{,}414} \qquad (2)$$

α_L : coefficient de dispersion longitudinal (m) ;
L_p : longueur du panache (m).

Dans les deux cas, la valeur de dispersivité obtenue n'est qu'une estimation, qui pourra donner, au mieux, un grand domaine de variation de dispersivité pour une longueur de panache donnée.
Cependant, ces relations représentent un bon point de départ pour un travail de modélisation.
De plus, il existe de nombreuses relations empiriques entre les coefficients de dispersion longitudinale, transverse et verticale qui ont été décrites.
Généralement :

α_T est estimé à :

- $0{,}1\alpha_L$ (d'après Gelhar & al., 1992) ;
- $0{,}33\ \alpha_L$ (ASTM, 1995 ; US EPA, 1986).

α_V est estimé à :

- $0{,}05\ \alpha_L$ (ASTM, 1995) ;
- de $0{,}025\ \alpha_L$ à $0{,}1\ \alpha_L$ (US EPA ; 1986).

L'application des formules ci-dessus donne les domaines de variations suivants pour chacun des coefficients, en prenant L_p = 1700 m (soit la distance entre la source de pollution et le captage AEP) :

α_L	170 [(3)]	14,07 [(4)]
α_T	17 – 56,1	1,41 – 4,64
α_V	8,5 – 17	0,7 – 1,4

Tableau 5 : Valeurs des coefficients de dispersion (m)

En l'absence d'informations relatives aux coefficients de dispersion caractéristiques du site étudié, on choisira les mêmes valeurs pour l'aquifère sableux et l'aquifère alluvial.

[(3)] Valeur obtenue par l'utilisation de la formule (1).
[(4)] Valeur obtenue par l'utilisation de la formule (2).

Dans un deuxième temps, l'optimisation du modèle de transport passe par le calage des concentrations en polluant calculées par le modèle sur les concentrations mesurées.

Diffusion moléculaire

La fiche toxicologique de l'INERIS au sujet du TCE donne la valeur du coefficient de diffusion moléculaire suivante : $9{,}1.10^{-6}$ cm²/s (soit $7{,}8624.10^{-5}$ m²/j).
Dans cette étude, la diffusion moléculaire dont la valeur du coefficient est très faible sera négligée par rapport aux autres phénomènes tels que la dispersion cinématique.

Adsorption

Le K_d (coefficient de partage sol-eau) peut être estimé à partir de la relation suivante, en cas d'absence de mesures directes :

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \qquad (3)$$

K_{oc} : coefficient de partage octanol-carbone organique (cm^3/g) ;
f_{oc} : fraction en matière organique du sol.

Dans la bibliographie, la fraction en matière organique du sol correspondant à la lithologie du site (alluvions sablo-graveleuses pour l'aquifère alluvial, et sables fins à moyens propres pour l'aquifère sous-jacent) est de l'ordre de 0,00125 g/g pour la nappe alluviale, et de 0 ,0096 g/g pour la nappe des sables (Wiedermeier & al., 1998 ; Domenico & Schwartz, 1990).

Ces valeurs sont largement supérieures à la valeur critique du f_{oc} pour le TCE (7.10^{-4}) présentée par Fetter (1993). En dessous de cette valeur critique, la sorption sur la matière organique est égale à la sorption sur la matière minérale.

Le domaine de variation du K_{oc} est de 70 à 190 cm^3/g (d'après la fiche toxicologique de l'INERIS ; Wiedermeier & al., 1998).

L'application de la formule (3) donne :

	Aquifère alluvial	**Aquifère sableux**
K_d (cm^3/g)	0,088 – 0,238	0,672 – 1,824
Valeur testée	0,163	1,248

Tableau 6 : Valeurs du coefficient de partage eau-sol, K_d (cm^3/g)

Les simulations de transport intégrant le phénomène de sorption sont basées sur une valeur de densité volumique du sol estimée à partir de la bibliographie (Wiedermeier & al., 1998) :

- aquifère alluvial : $\rho_b = 1{,}78$ g/m^3 ;
- aquifère sableux : $\rho_b = 1{,}59$ g/m^3.

4.2.3 Conditions aux limites

L'eau entrant dans le système est non contaminée. La source de pollution en TCE est supposée disparue, donc aucune recharge en polluant n'est simulée.
La période de simulation est de 10 ans avec un pas de temps de 1 an (365 jours).

4.3 SIMULATION DU TRANSPORT REACTIF

4.3.1 Calage des paramètres

Le calage des concentrations calculées par rapport aux concentrations observées n'a pas été possible, car il n'y a pas eu de données disponibles sur les mesures effectuées sur le site après la découverte de la pollution.

Les résultats obtenus ne sont par conséquent pas très fiables. Afin d'estimer l'impact de la variation des valeurs de dispersivité sur les résultats obtenus, une analyse de sensibilité a été réalisée en faisant varier les valeurs des coefficients de dispersion dans les domaines de variation définis plus haut.

5 ANALYSES DE SENSIBILITE

L'analyse de sensibilité d'un modèle peut être effectuée en faisant varier fortement un ou plusieurs paramètres. Dans le cadre de cette étude, trois paramètres ont été choisis afin de tester la sensibilité du modèle à leur variation.

Les tests de sensibilité portent sur les paramètres suivants :

- le coefficient de perméabilité K (pour les différentes zones de la nappe alluviale) ;
- le coefficient de dispersion transversale α_T, le coefficient de dispersion longitudinal α_L et le coefficient de dispersion verticale α_V ;
- le coefficient de partage eau-sol K_d.

La comparaison des cartes obtenues après simulation permet d'estimer la sensibilité du modèle à la variation de chacun des trois paramètres précités.
Les valeurs attribuées aux paramètres pour chaque simulation sont présentées dans les tableaux 7 et 8.

Paramètre hydrodispersif	Unité	Valeurs testées											
		Essai 1 [5]		Essai 2 [6]		Essai 3 [7]		Essai 4 [8]		Essai 5 [9]		Essai 6 [10]	
		alluvions	sables	alluvions	sables	alluvions	sables	alluvions	sables	alluvions	sables	alluvions	sables
α_L	m	170	170	170	170	14,07	14,07	14,07	14,07	92,04	92,04	92,04	92,04
α_T	m	17	17	56,1	56,1	1,41	1,41	4,64	4,64	19,79	19,79	19,79	19,79
α_V	m	8,5	8,5	17	17	0,7	0,7	1,4	1,4	6,9	6,9	6,9	6,9
K_d	m^3/g	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$8,8.10^{-8}$	$6,72.10^{-7}$	$2,38.10^{-7}$	$1,8.10^{-6}$
K (Fy)	m/j	11,58	-	11,58	-	11,58	-	11,58	-	11,58	-	11,58	-
K (Fz)	m/j	17,28	-	17,28	-	17,28	-	17,28	-	17,28	-	17,28	-
K (étangs)	m/j	0,72	-	0,72	-	0,72	-	0,72	-	0,72	-	0,72	-

Paramètre	Unité	Valeurs testées			
		Essai 7 [11]		Essai 8 [12]	
		alluvions	sables	alluvions	sables
K (Fy)	m/j	5,79	-	17,37	-
K (Fz)	m/j	8,64	-	25,92	-
K (étangs)	m/j	0,36	-	1,08	-
α_L	m	92,04	92,04	92,04	92,04
α_T	m	19,79	19,79	19,79	19,79
α_V	m	6,9	6,9	6,9	6,9
K_d	m^3/g	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$

Tableaux 7 et 8 : Valeurs des paramètres lors des simulation réalisées pour l'analyse de sensibilité

[5] Valeurs minimales de dispersivité obtenues avec la formule (1)
[6] Valeurs maximales de dispersivité obtenues avec la formule (1)
[7] Valeurs minimales de dispersivité obtenues avec la formule (2)
[8] Valeurs maximales de dispersivité obtenues avec la formule (2)
[9] Valeurs minimales de K_d obtenues avec la formule (3) et valeurs moyennes de dispersivité des formules (1) et (2)
[10] Valeurs maximales de K_d obtenues avec la formule (3) et valeurs moyennes de dispersivité des formules (1) et (2)
[11] Variation appliquée de – 50 % par rapport à la valeur de calage des perméabilités (valeur minimale) et valeurs moyennes de dispersivité et de Kd
[12] Variation appliquée de + 50 % par rapport à la valeur de calage des perméabilités (valeur maximale) et valeurs moyennes de dispersivité et de Kd

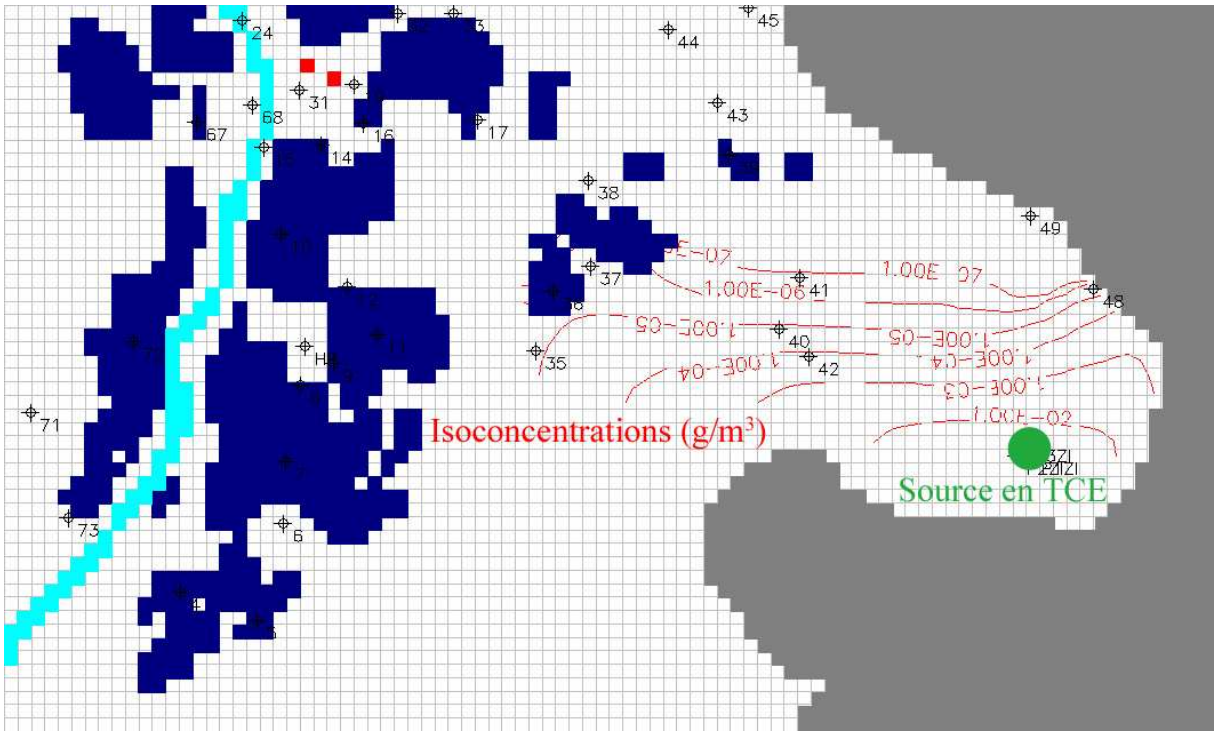


Figure 9 : ***Essai 1****-* $\alpha_L\,\alpha_T\,\alpha_V$ *min avec les valeurs calculées par la formule (1)*

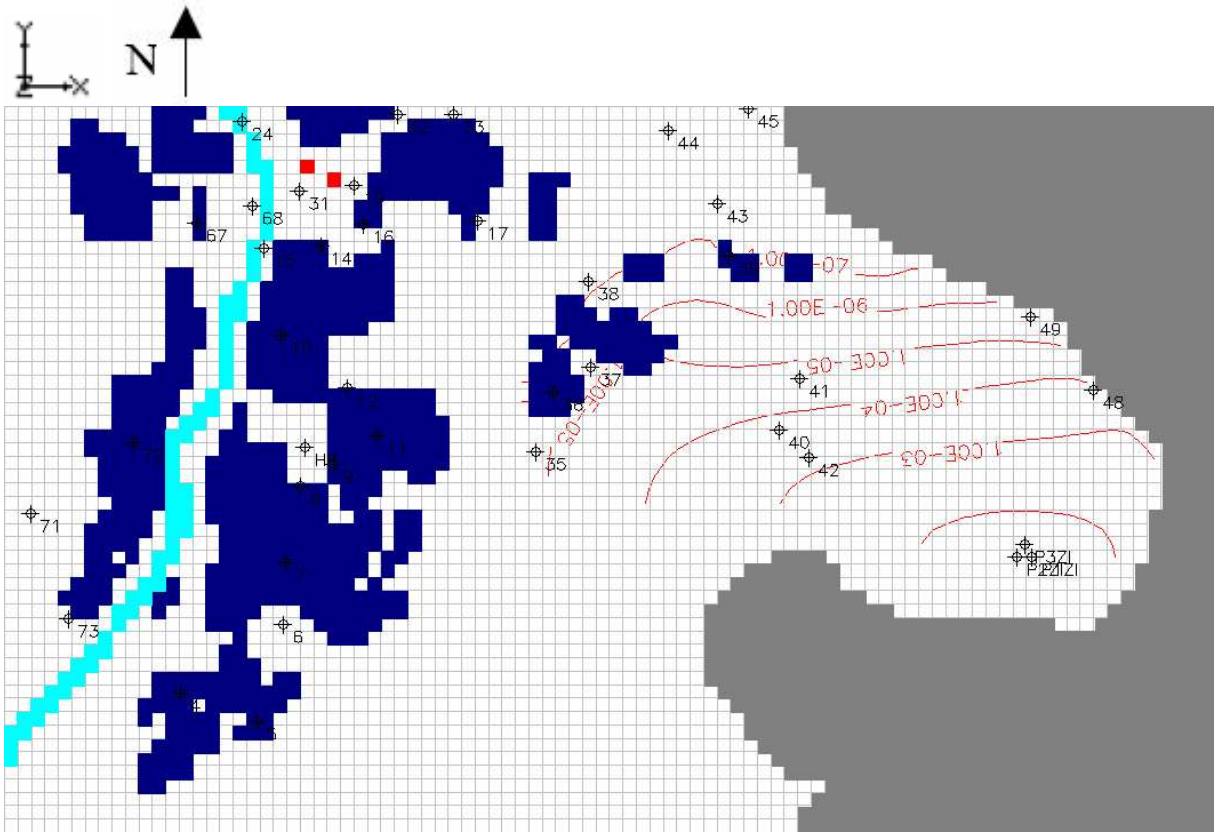


Figure 10 : ***Essai 2*** *-* $\alpha_L\,\alpha_T\,\alpha_V$ *max avec les valeurs calculées par la formule (1)*

On constate que les panaches de TCE des essais 1 et 2 ont globalement la même forme, le gradient est légèrement plus important pour les valeurs minimales de dispersion mais la pollution a un peu moins progressé dans le sens de l'écoulement que dans le cas des valeurs max.

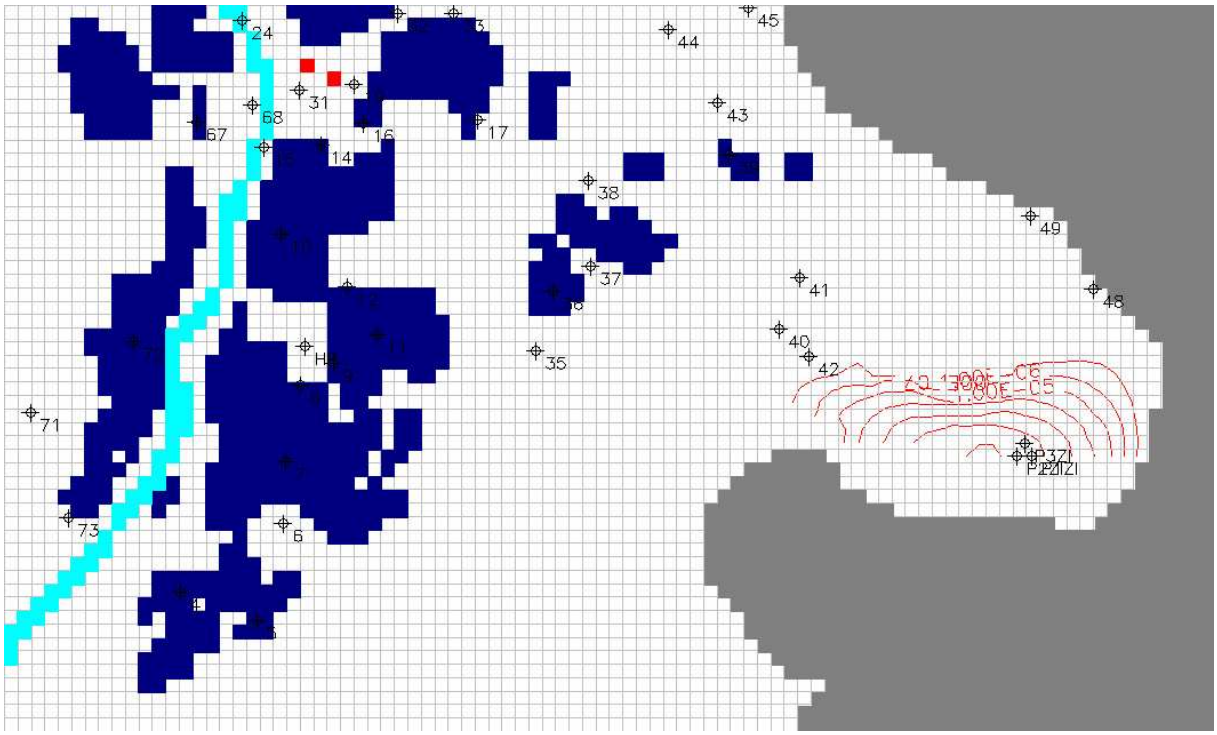


Figure 11 : ***Essai 3*** *-* $\alpha_L\,\alpha_T\,\alpha_V$ *min avec les valeurs calculées par la formule (2)*

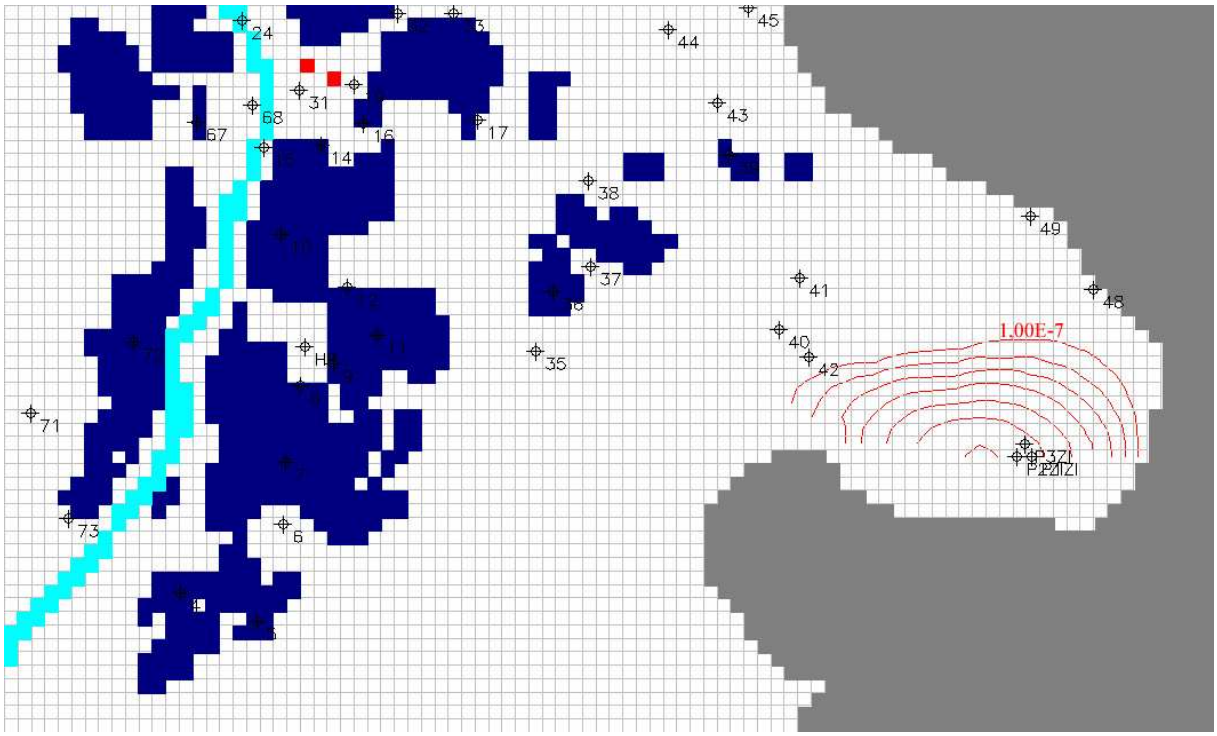


Figure 12 : ***Essai 4*** *-* $\alpha_L\,\alpha_T\,\alpha_V$ *max avec les valeurs calculées par la formule (2)*

On peut faire le même constat que pour les essais 1 et 2.

De plus, on remarque que les panaches des essais 3 et 4 ont une extension équivalente à la moitié de celle des essais 1 et 2. Ce résultat est cohérent compte tenu des formules utilisées, en effet la formule (2) fournit des valeurs de coefficients de dispersion significativement plus faibles que celles obtenues à partir de la formule (1).

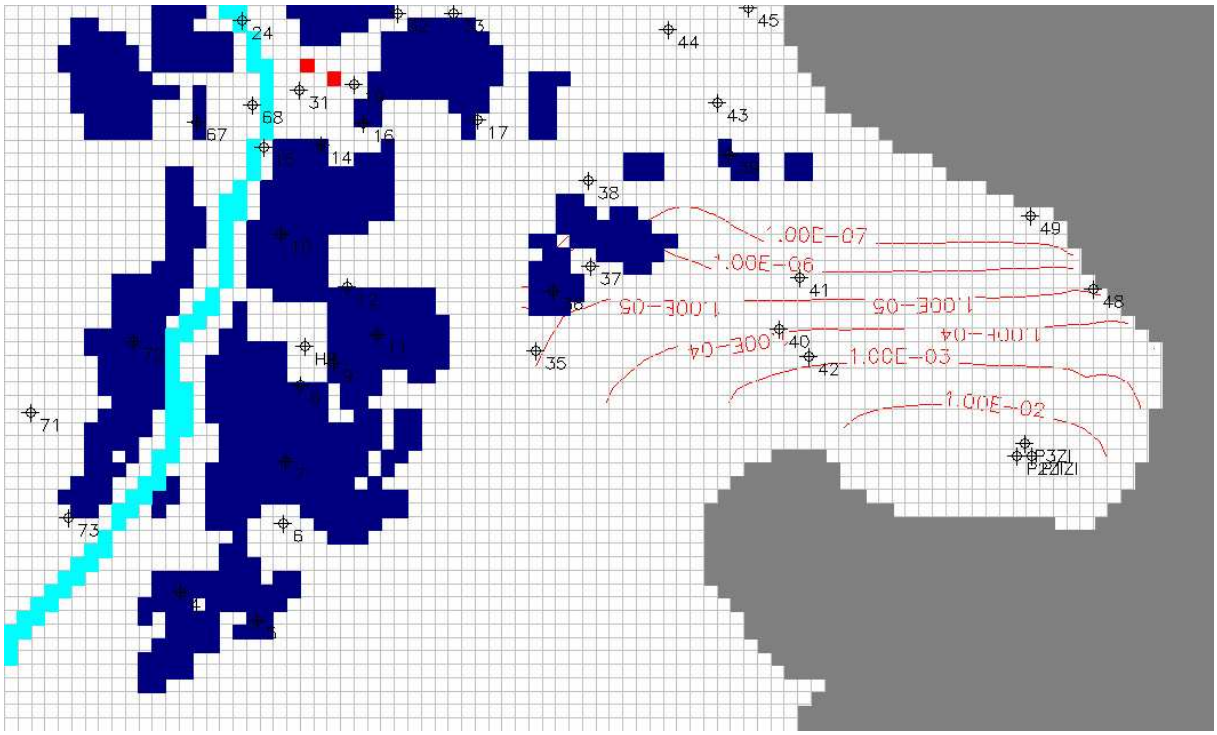


*Figure 13 : **Essai 5** - Kd min*

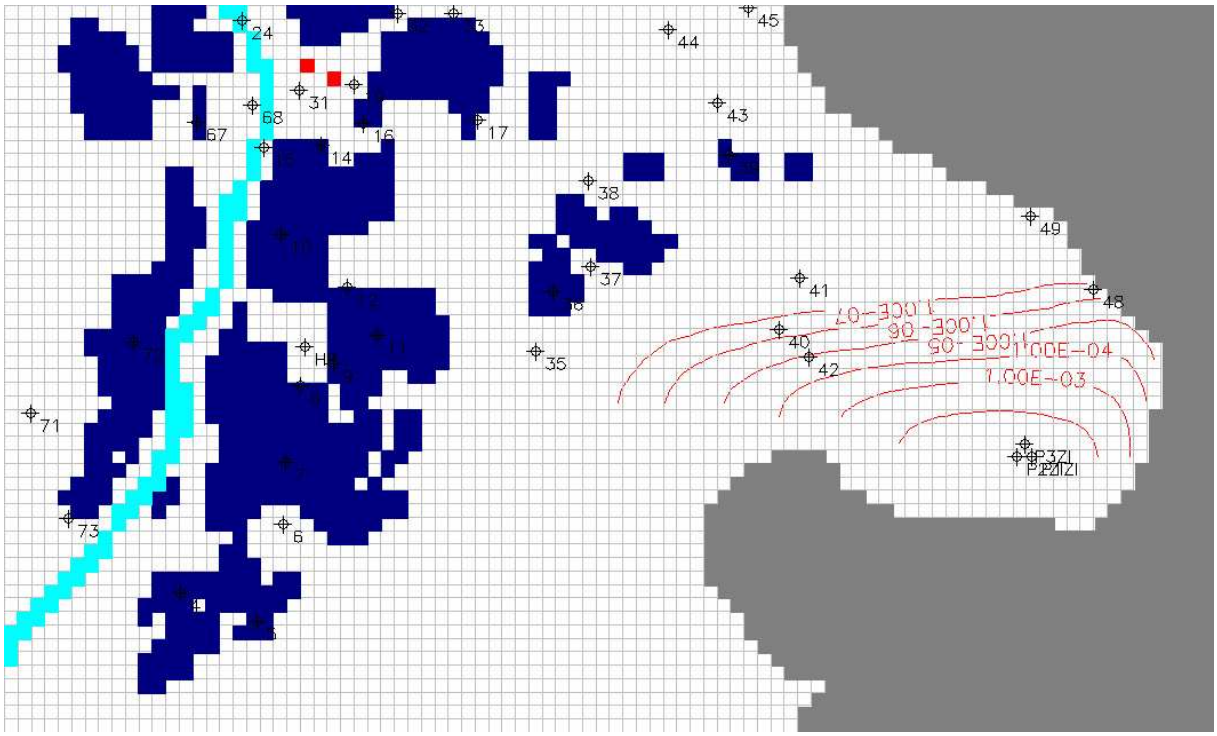


*Figure 14 : **Essai 6** - Kd max*

L'extension de la pollution dans le sens d'écoulement des eaux souterraines est plus importante pour le K_d min que pour le K_d max, ce qui est logique. Par contre l'extension transversale au sens d'écoulement est globalement la même pour les deux essais. Le gradient est plus important dans le cas du K_d max.

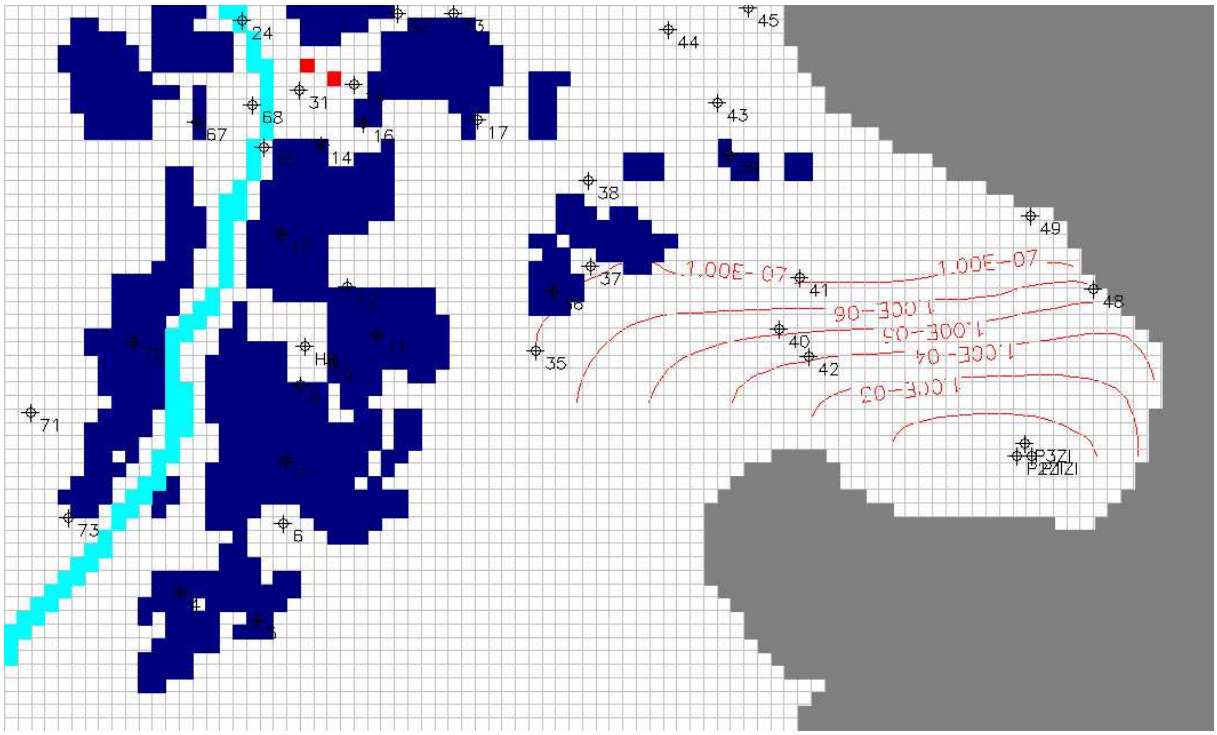


*Figure 15 : **Essai 7** - K min*

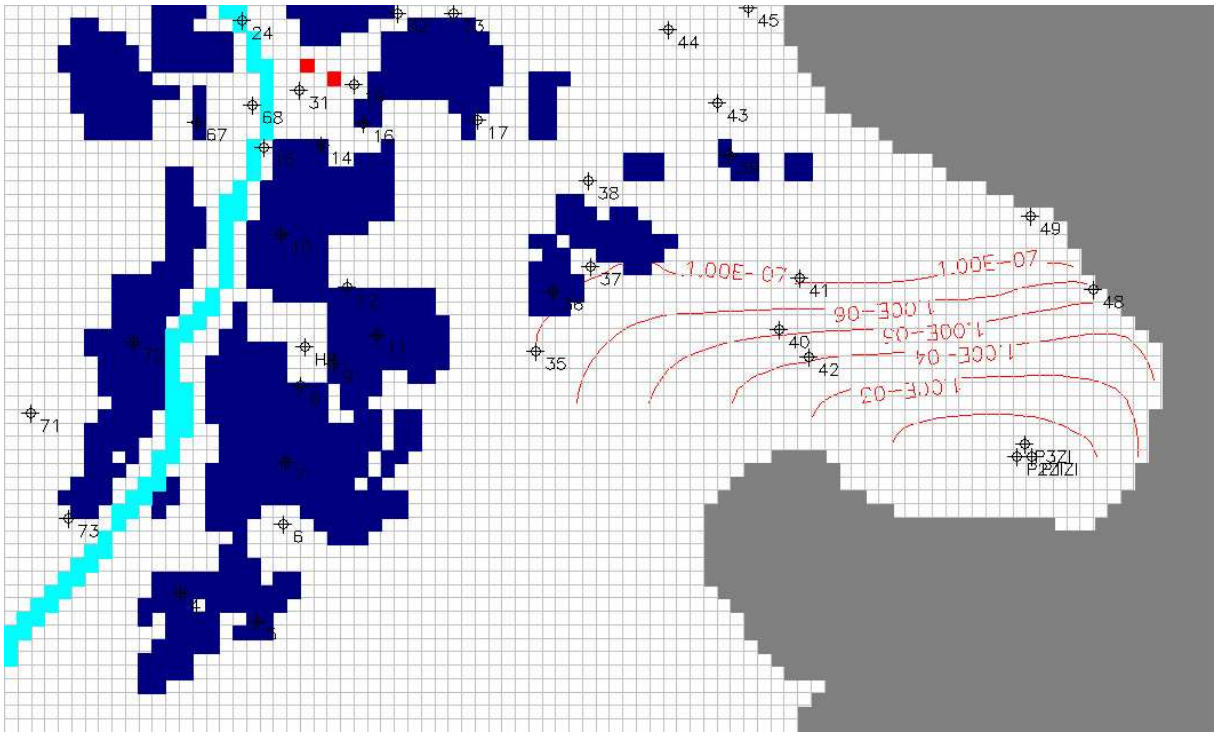


*Figure 16 : **Essai 8** - K max*

Les panaches des essais 7 et 8 sont exactement les mêmes, ce qui est confirmé par l'examen des concentrations calculées au bout de 10 ans.

L'analyse des courbes d'égales concentrations montre que la variation des trois paramètres n'a pas la même influence sur l'évolution du panache en TCE, et donc sur les concentrations. En effet, la variation du coefficient de perméabilité n'a aucune influence sur les concentrations obtenues.

L'observation des courbes d'isoconcentrations qui correspondent à une valeur de 1.10^{-7} g/m^3 indique que l'extension du panache de TCE vers l'aval la plus importante est simulée dans le cas d'une augmentation des coefficients de dispersion.

La plus grande différence en terme de forme et d'extension du panache, pour la variation d'un même paramètre, est observée entre les essais 2 et 3 qui correspondent respectivement aux valeurs de coefficients de dispersion les plus fortes et aux plus faibles.

Les paramètres de dispersion jouent donc un rôle prépondérant dans l'évolution du panache de polluant, et serait très intéressant de réaliser des mesures sur le terrain, du type essai de traçage, afin de mieux contraindre le modèle, et d'en améliorer ainsi les qualités prédictives.

6 SYNTHESE DES RESULTATS

6.1 RESULTATS DE LA MODELISATION DES ECOULEMENTS

Les tableaux suivants synthétisent les valeurs de calage des différents paramètres hydrodynamiques, les charges calculées aux points de surveillance, ainsi que le bilan des flux.

Paramètre hydrodynamique	**unité**	**Valeur de calage**		
		Fy	**Fz**	**Etangs**
Perméabilité horizontale	m/j	11,57	20,16	0,72
Perméabilité verticale	m/j	11,57	20,16	0,72

Tableau 9 : Synthèse de calage hydrodynamique – Paramètres de calage

	Flux (m^3/j)		
	Flux entrant (1)	**Flux sortant (2)**	**(1) – (2)**
Charges constantes	7107,37	2931,68	4175,69
Captage AEP	0	3620	- 3620
Echanges avec la rivière	587	1845,65	- 1258,65
Recharge	702,94	0	702,94
Total	8397,31	8397,33	- 0,02

Tableau 11 : Synthèse du calage hydrodynamique – Bilan des flux – Système aquifère

Nom	Hauteur piézométrique calculée (m)
4	20.80
5	20.80
6	20.71
7	20.68
8	20.68
9	20.65
10	20.50
11	20.65
12	20.61
14	20.43
15	20.20
16	19.90
17	20.05
19	19.38
24	20.55
31	19.18
32	19.56
33	19.86
35	21.36
36	21.18
37	21.35
38	21.43
39	22.62
40	23.25
41	23.40
42	23.41
43	23.03
44	22.67
45	23.27
48	24.47
49	24.39
67	20.82
68	20.27
71	20.38
72	20.38
73	19.58

Tableau 10 : Synthèse du calage hydrodynamique – Charges calculées

6.2 RESULTATS DE LA MODELISATION DU TRANSPORT

Les différentes valeurs testées des paramètres hydrodispersifs issues de la bibliographie sont présentées ci-dessous :

Paramètre hydrodispersif	**Symbole**	**Unité**	**Valeurs testées**											
			Essai 1 [13]		**Essai 2** [14]		**Essai 3** [15]		**Essai 4** [16]		**Essai 5** [17]		**Essai 6** [18]	
			alluvions	**sables**	**alluvions**	**sables**	**alluvions**	**sables**	**alluvions**	**sables**	**alluvions**	**sables**	**alluvions**	**sables**
Porosité efficace	n_e	%	0,18	0,2	0,18	0,2	0,18	0,2	0,18	0,2	0,18	0,2	0,18	0,2
Densité volumique	ρ_b	g/m^3	1,78	1,59	1,78	1,59	1,78	1,59	1,78	1,59	1,78	1,59	1,78	1,59
Dispersivité longitudinale	α_L	m	170	170	170	170	14,07	14,07	14,07	14,07	92,04	92,04	92,04	92,04
Dispersivité transversale	α_T	m	17	17	56,1	56,1	1,41	1,41	4,64	4,64	19,79	19,79	19,79	19,79
Dispersivité verticale	α_V	m	8,5	8,5	17	17	0,7	0,7	1,4	1,4	6,9	6,9	6,9	6,9
Coefficient de partage eau – sol	K_d	m^3/g	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$1,63.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$	$8,8.10^{-8}$	$6,72.10^{-7}$	$2,38.10^{-7}$	$1,8.10^{-6}$

Tableau 12 : Synthèse des valeurs testées en transport réactif – Paramètres hydrodispersifs

Rappel : La diffusion moléculaire n'a pas été prise en compte dans les simulations.

L'**Annexe F** donne les concentrations calculées sur 10 ans pour le TCE aux différents points de surveillance. On constate que l'évolution de la pollution dans les eaux souterraines est très limitée, et ce pour les différentes valeurs testées de paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs.

[13] Valeurs minimales de dispersivité obtenues avec la formule (1)
[14] Valeurs maximales de dispersivité obtenues avec la formule (1)
[15] Valeurs minimales de dispersivité obtenues avec la formule (2)
[16] Valeurs maximales de dispersivité obtenues avec la formule (2)
[17] Valeurs minimales de K_d obtenues avec la formule (3)
[18] Valeurs maximales de K_d obtenues avec la formule (3)

7 CONCLUSION

Le modèle permet de simuler la migration de solvants chlorés au sein d'un aquifère bicouche. Les deux grandes étapes nécessaires à la mise en œuvre de ce modèle numérique et à la simulation de l'évolution du contaminant (TCE) au sein du milieu naturel sont les suivantes :

- la modélisation des écoulements souterrains (sans prendre en compte la zone non saturée puisque la source de pollution en surface est considérée disparue) ;

- la modélisation du transport réactif.

Au cours de la première étape, une phase de calage des paramètres hydrodynamiques (calage des niveaux piézométriques) a été menée. Les simulations ont abouti à une cohérence globale entre les données issues de mesures sur le terrain et les valeurs simulées par le logiciel. Certains écarts entre charge mesurée et charge calculée demeurent cependant trop élevés. Il serait intéressant de réaliser des mesures de perméabilité (slugtests ou essais de pompage) sur le site d'étude afin de définir plus précisément le domaine de variation des perméabilités.

La phase de calage des paramètres hydrodispersifs (calage des concentrations) n'a pas pu avoir lieu par manque de données sur l'évolution des concentrations en TCE au sein du système aquifère. Afin d'améliorer ce modèle, et du même fait ses qualités prédictives, il faudrait mener des campagnes de mesure des concentrations en TCE, afin de pouvoir réaliser le calage des paramètres hydrodispersifs.

Les simulations réalisées sur 10 ans montrent, du fait d'une recharge nulle en polluant, une diminution progressive des polluants au niveau des piézomètres dans lesquels la pollution a été détectée. Pour aucune des simulations la pollution n'atteint le captage AEP, pour certaines elle atteint les étangs et les habitations de la Piblais mais avec des concentrations négligeables (de l'ordre de 10-40 g/m^3). En outre, les analyses de sensibilités effectuées sur certains paramètres ont montré que le résultat obtenu était en grande partie fonction des données disponibles et de leur fiabilité.

Cependant, afin de lever les incertitudes existant sur les valeurs de perméabilité à l'Est de la zone d'étude ainsi que sur plusieurs paramètres du modèle de transport réactif, une campagne de mesures devrait être réalisée afin de pouvoir proposer un modèle prédictif définitif.

8 REFERENCES

Anderson, M. P. ;Woessner, W. W. (1992) - Applied groundwater modeling, simulation of flow and advective transport.

Bour, O. (2004). TRANSPOL Rapport final – Cas réel n°3: impact d'un déversement des composés chlorés sur la qualité des eaux souterraines. INERIS–DRC-04 -55503/DESP-R01a

BRGM (2001) - Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués.

BRGM - Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes.

Chiang, W. ; Kinzelbach, W. (1998) - A simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution.

Fetter, C. W. (1993) – Contaminant hydrogeology – second edition, Prentice hall.
Forum de discussion modhydropoll - http://fr.groups.yahoo.com/group/modhydropoll/

Gelhar, L. W. ; Welty, C. ; Rehfeldt, K.R. (1992) - A critical review of data on fieldscale dispersion in aquifers . Water Resources Research 28 (7), 1955-1974.

Géoarmor (1995) - Etude Hydrogéologique du secteur Lillion-Bourgiéres.

Hill, M. C. (1998) - Methods and guidelines for effective model Calibration. U.S. Geological Survey Water – Resources Investigations. Report 98- 4005.

INERIS - Fiches de données toxicologiques et environnementales du PCE, TCE, DCE et CV - http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm

Ledoux, E. (2003) - Modèles mathématiques en hydrogéologie (cours).

Lefebvre, R. ; Boutin, A., Mantel, R.; Therrien, R.; Parent, M.; Blais, V. (2003) - Caractérisation et modélisation numérique de l'écoulement et de la migration de la contamination en TCE dans l'eau souterraine du secteur Valcartier, Québec, Canada. Rapport de recherche R-631.

Marsily, G. de (1981) - Hydrogéologie quantitative.

Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement - Mode d'emploi des outils méthodologiques applicables aux sites et sols pollués.

Rollin, C. ; Bour, O. (2002) - TRANSPOL II Cahier des charges pour la réalisation d'un modèle numérique (CdC n°1). Cas réel n°3 : impact d'un déversement de composés Chlorés sur la qualité des eaux souterraines. INERIS-DRC-02-25294/DESP-R18.

Rollin, C. (2003) - TRANSPOL II Cahier des charges pour la réalisation d'un modèle numérique (CdC n°2). Cas réel n°3 : impact d'un déversement de composés chlorés sur la qualité des eaux souterraines - INERIS-DRC-03-46524/DESP-R01.

Wiedemeier, T.H. ; Swanson, M.A. ; Moutoux, D.E. ; Gordon, E.K. ; Wilson, J.T. ; Wilson, B.H. ; Kampbell, D.H. ; Haas, P.E. ;Miller, R.N. ; Hansen, J.E. ; Chapelle, F.H. (1998) – Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater – EPA/600/R-98/128

Zheng, C. (1990). MT3D – A modular Three Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater systems.

Zheng, C. ; Bennet ; G.D. (1995) - Applied Contaminant Transport Modeling Theory and practice. Van nostrand reinhold.

9 LISTE DES ANNEXES

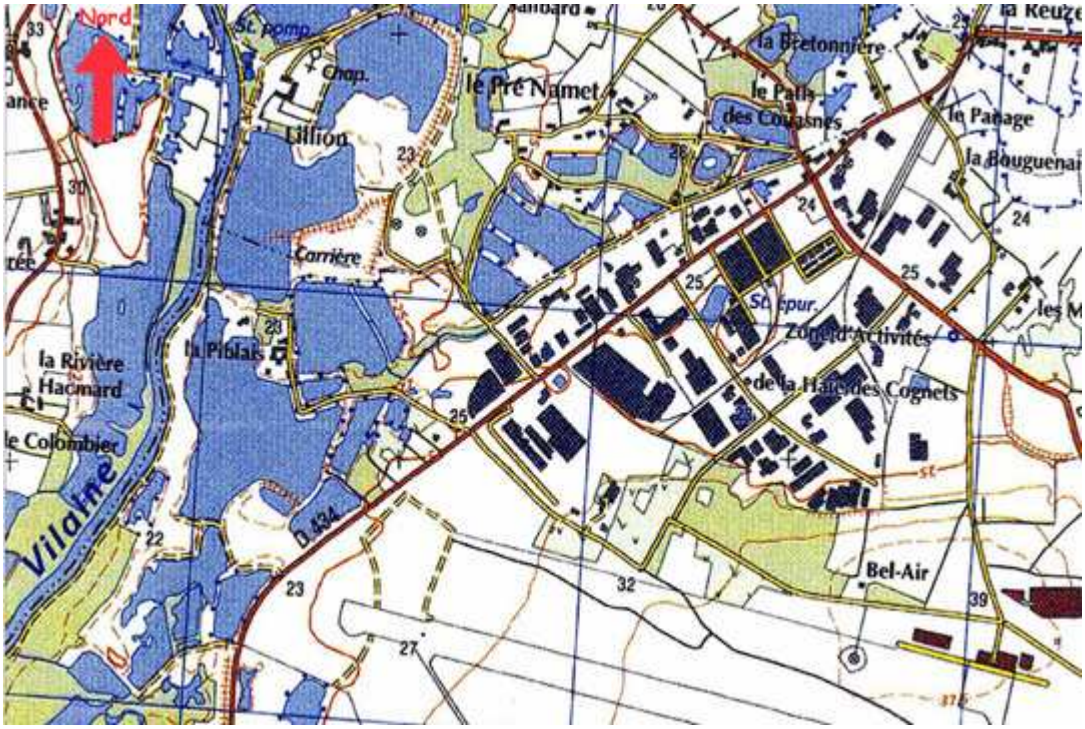
Annexe A Géométrie de l'aquifère
Annexe A1 Documents utilisés
A.1.1 Extrait de la carte IGN
A.1.2 Carte des isohypses du mur de l'aquifère sableux
A.1.3 Coupe synthétique de la zone d'étude
Annexe A.2 Méthodologie mise en œuvre
A.2.1 Calques des altitudes relatives
A.2.2 Méthode d'interpolation
Annexe A.3 Résultats
A.3.1 Carte du toit de l'aquifère alluvial
A.3.2 Carte du mur de l'aquifère alluvial (toit de l'aquifère sableux)
A.3.3 Carte du mur de l'aquifère sableux
A.3.4 Surfaces
Annexe B Campagne piézométrique 1994
Annexe B.1 Points de référence
Annexe B.2 Carte piézométrique
Annexe C Définition des conditions aux limites
Annexe C1 Extrait de la carte géologique de Rennes au 1/50000ème
Annexe C2 Carte du bassin versant
Annexe C3 Synthèse
Annexe D Définition conductance – slugtests
Annexe D1 Définition de la conductance
Annexe D2 Slugtests
Annexe E Résultats du calage hydrodynamique
Annexe F Concentrations en TCE calculée aux points de surveillance au bout de 10 ans
Annexe G Autres documents et études réalisés au cours du stage

Annexe A Géométrie de l'aquifère

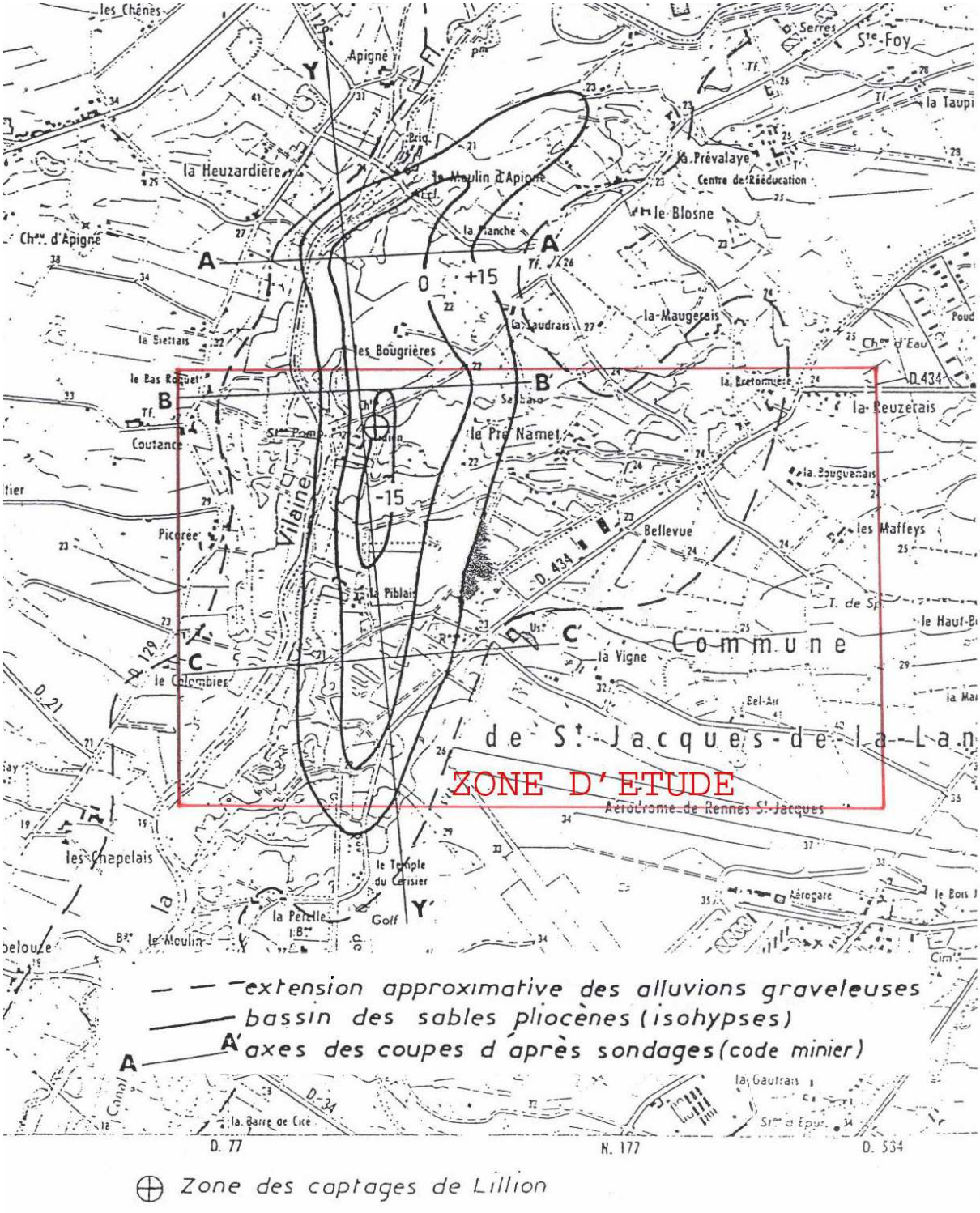
Annexe A.1 Documents utilisés

A.1.1 Extrait de la carte IGN

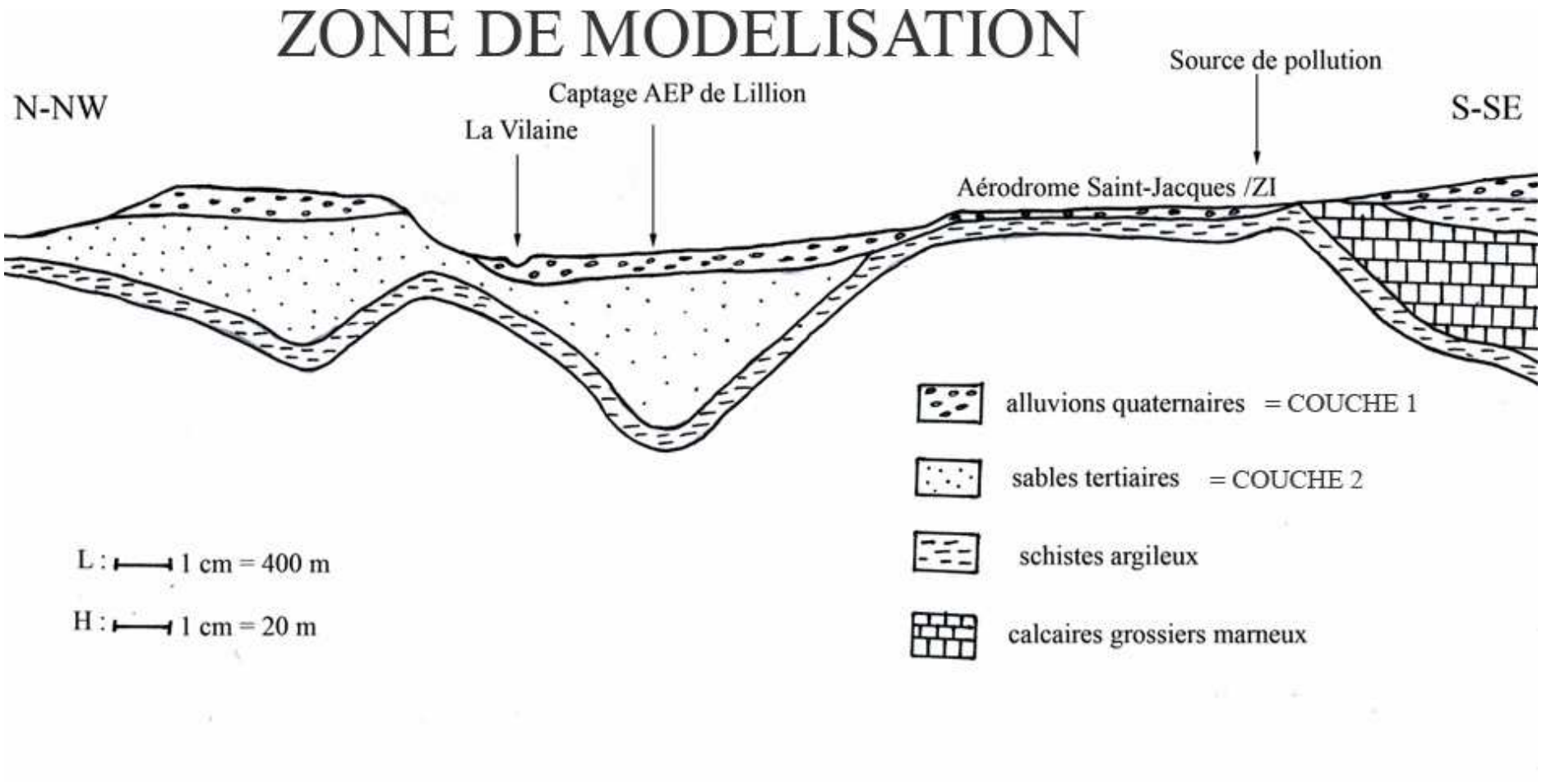
Echelle : 1/20000



A.1.2 Carte des isohypses du mur de l'aquifère sableux

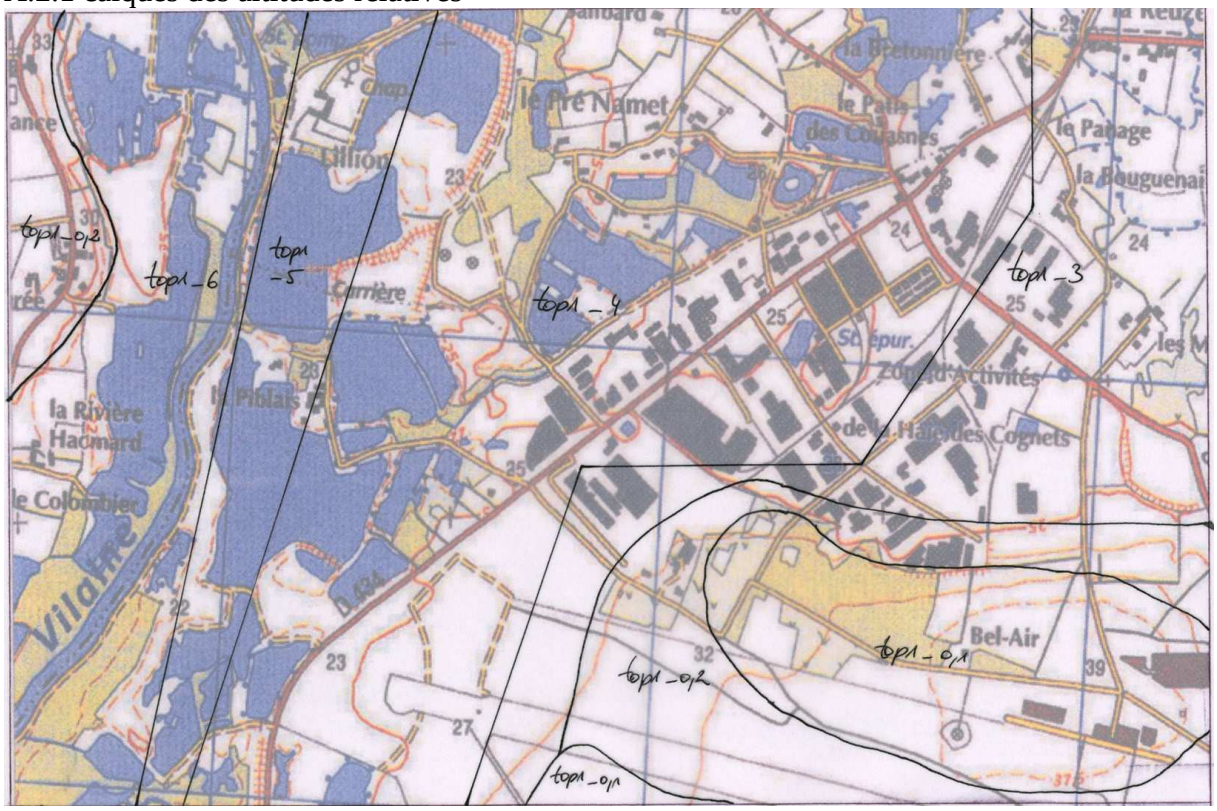


A.1.3 Coupe synthétique de la zone d'étude

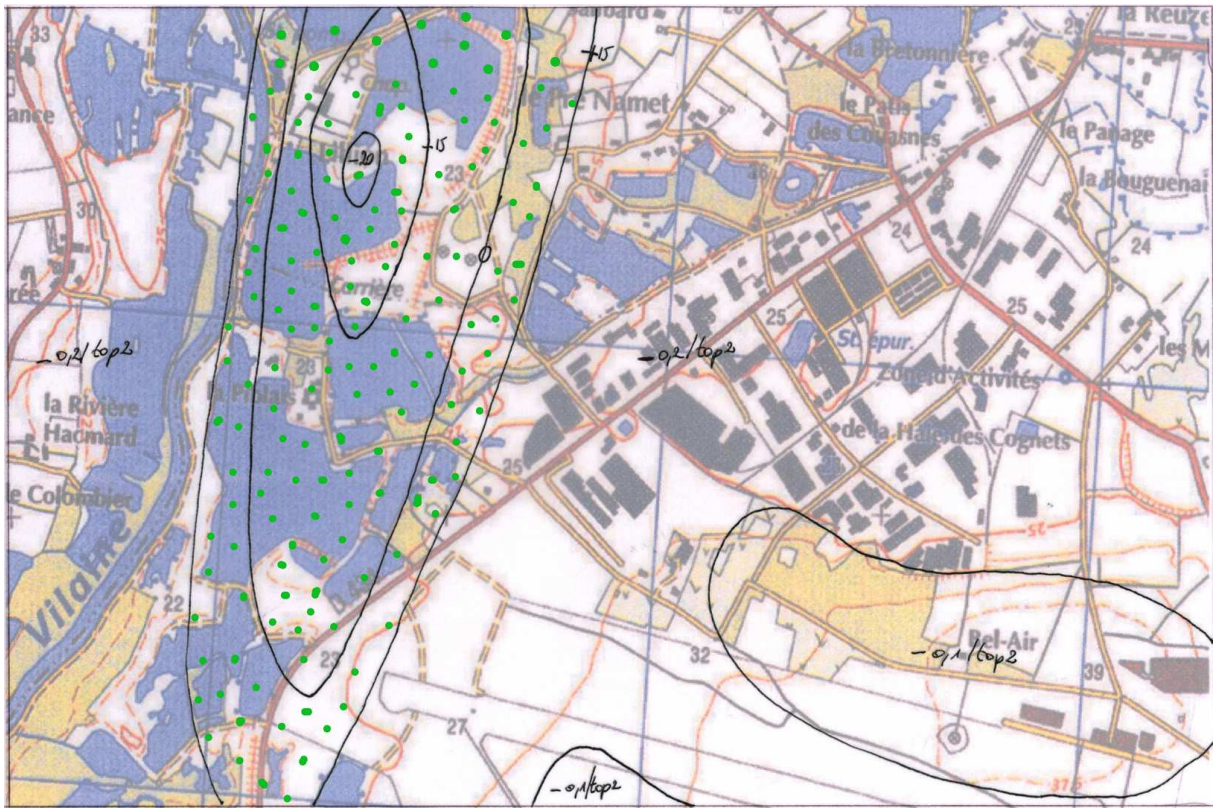


Annexe A.2 Méthodologie mise en œuvre

A.2.1 calques des altitudes relatives



Carte des zones d'altitudes relatives du mur de l'aquifère alluvial (toit de l'aquifère sableux) par rapport à son toit (top1)



Carte des zones d'altitudes relatives du mur de l'aquifère sableux par rapport à son toit (top2), et en pointillé vert les altitudes absolues du mur du bassin sableux de Lillion

A.2.2 Méthode d'interpolation

A partir de la carte géologique, de la carte des isohypses du bassin sableux, des résultats des forages et sondages réalisés par la société Géoarmor, une coupe a été réalisée (cf. **Annexe A.1.3**) et les zones d'épaisseurs relatives définies.
Les points d'altitude connue (courbes de niveau et points cotés de la carte IGN) ont été digitalisés (création d'un fichier XYZ) avec le *Digitizer* de PMWIN. De cette façon, 1324 points ont été digitalisés pour la surface de la nappe alluviale.

L'altitude de chacune des mailles de la surface des alluvions a ensuite été interpolée à l'aide du *Field Interpolator* de PMWIN selon la méthode d'interpolation linéaire de Shepard (1968), qui utilise l'inverse de la distance pondérée d'un facteur 2.
Cette méthode utilise l'équation suivante pour interpoler les valeurs des cellules d'un modèle fonctionnant en différences finies.

$$f = \frac{\sum_{i=1}^{N} [f_i / (d_i^F)]}{\sum_{i=1}^{N} [1 / d_i^F]} \quad (4)$$

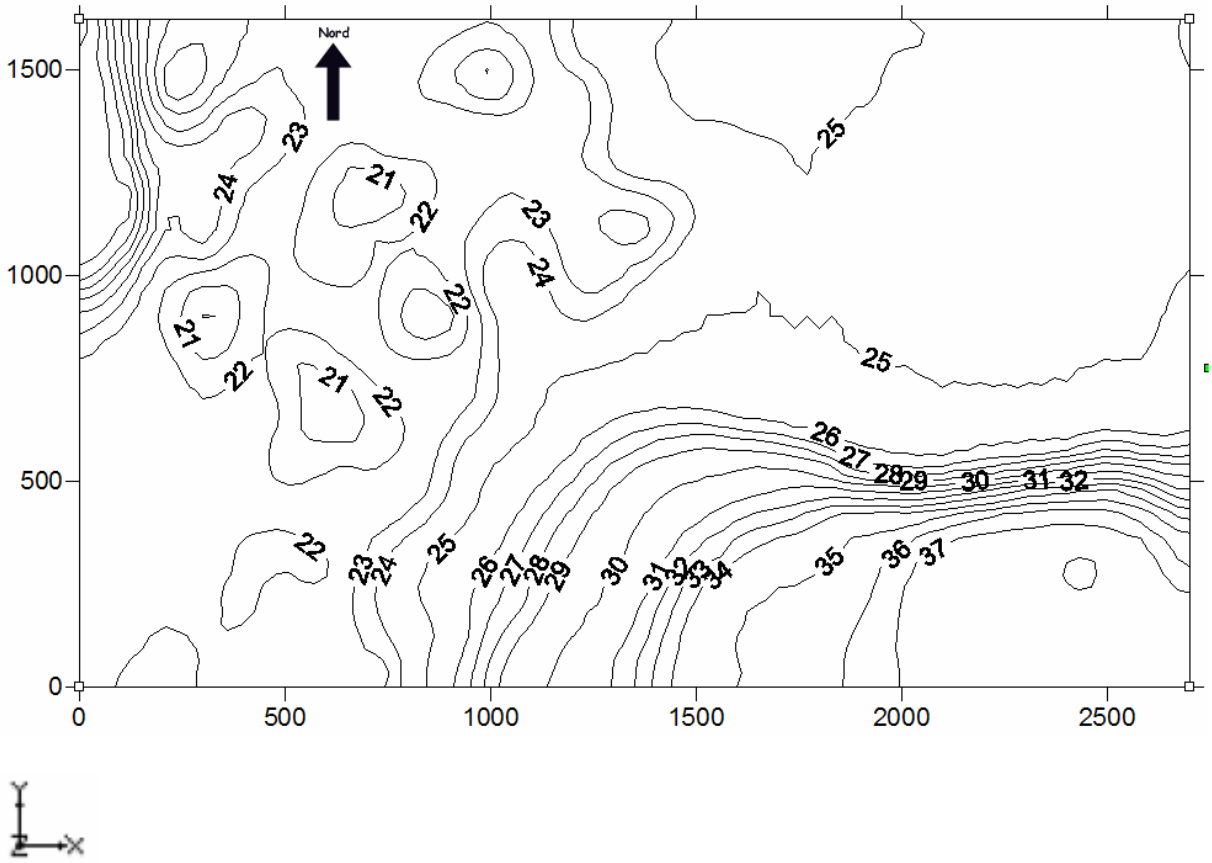
Avec :

- di la distance entre le point i et le centre de la cellule du modèle pour laquelle on cherche à interpoler une valeur ;
- fi est la valeur au point i ;
- F est le facteur de poids (ici 2) ;
- Et f est la valeur estimée pour la cellule du modèle.

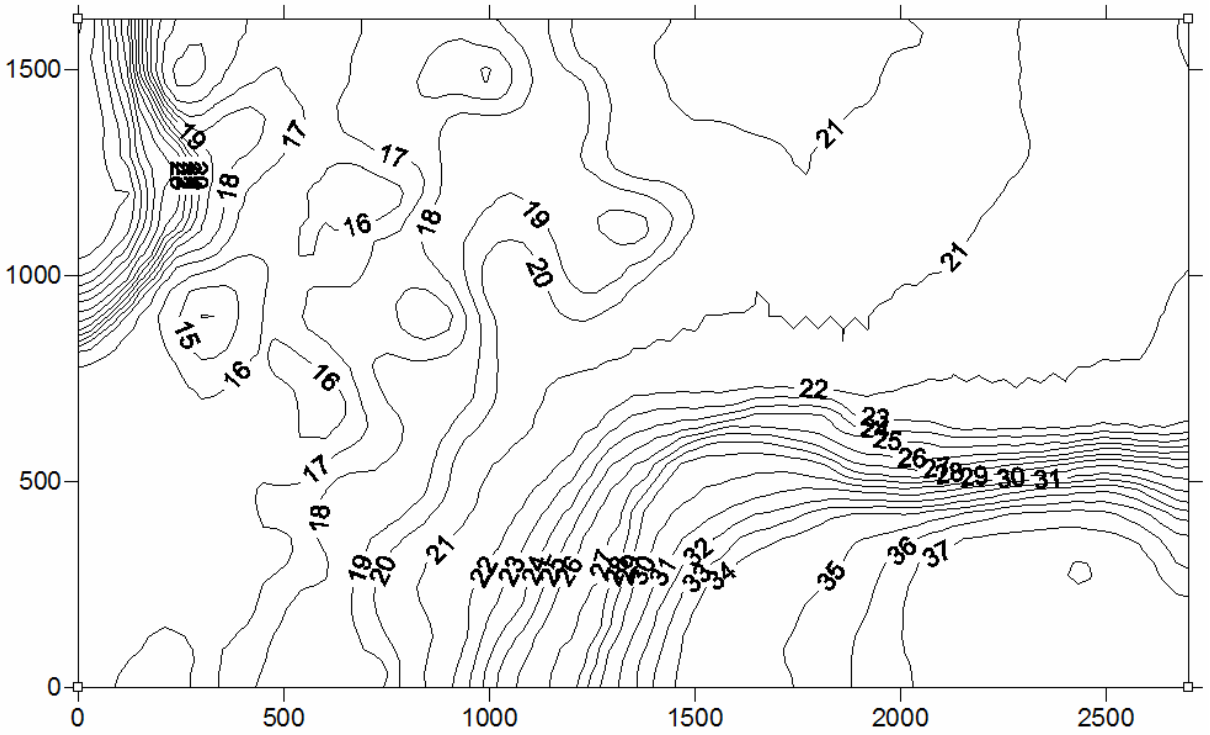
Le logiciel Golden Surfer (version 8.02, octobre 2002) a servi à la représentation graphique des cartes des isohypses du mur et du toit de chaque aquifère, ainsi qu'à leur représentation en 3D.

Annexe A.3 Résultats

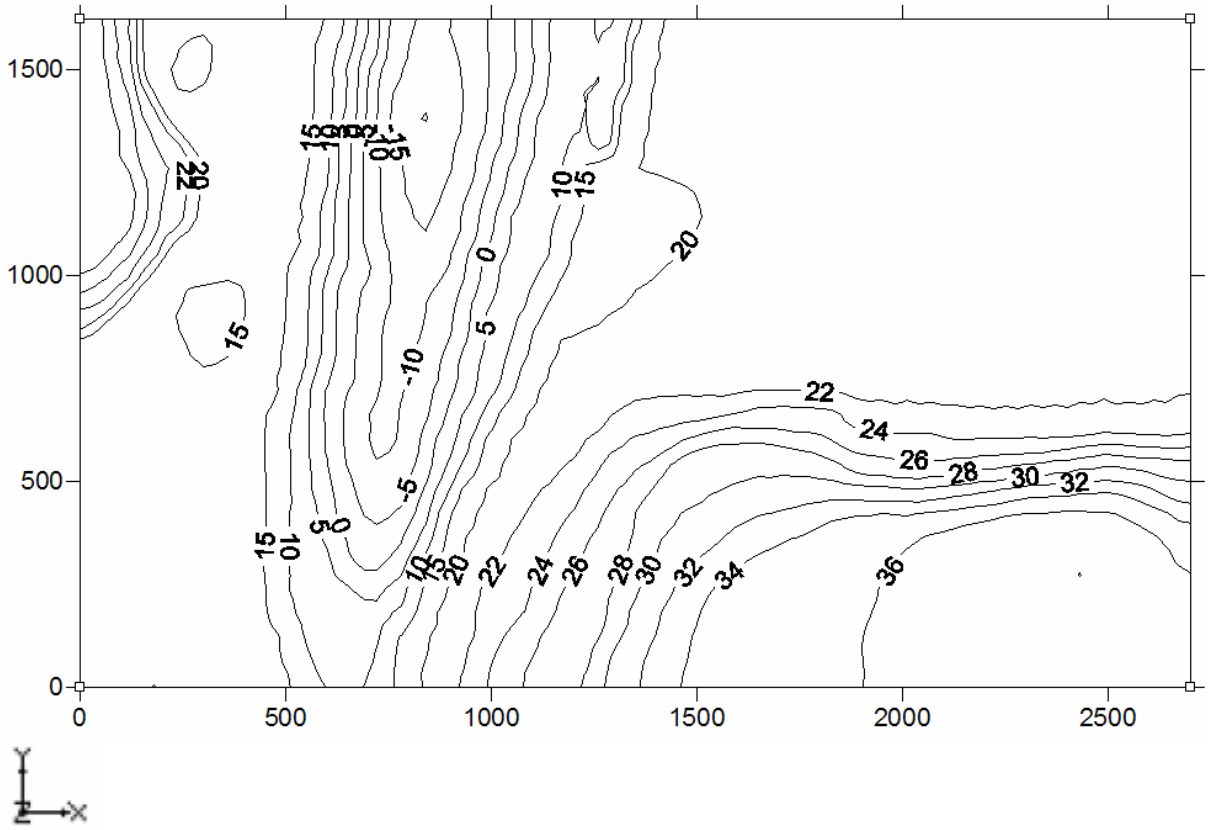
A.3.1 Carte du toit de l'aquifère alluvial



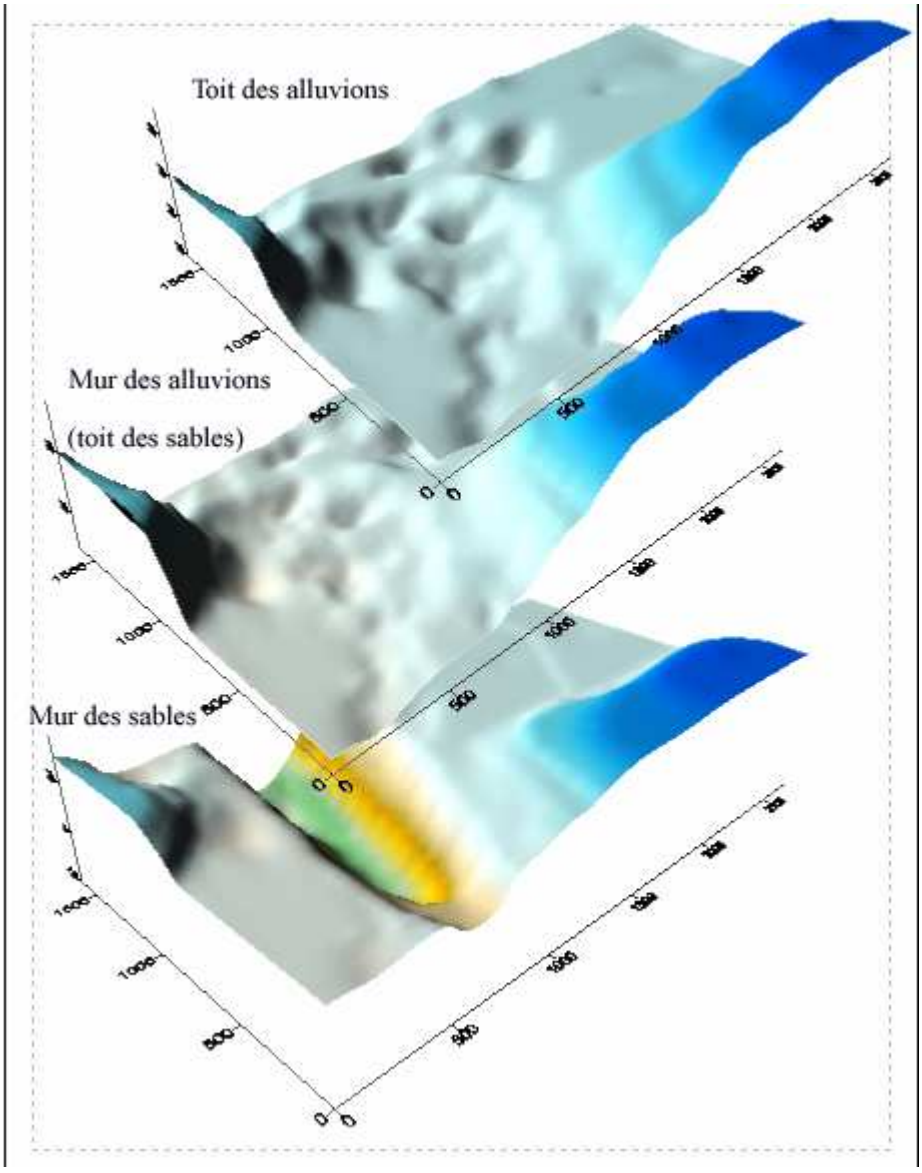
A.3.2 Carte du mur de l'aquifère alluvial (toit de l'aquifère sableux)



A.3.3 Carte du mur de l’aquifère sableux



A.3.4 Surfaces

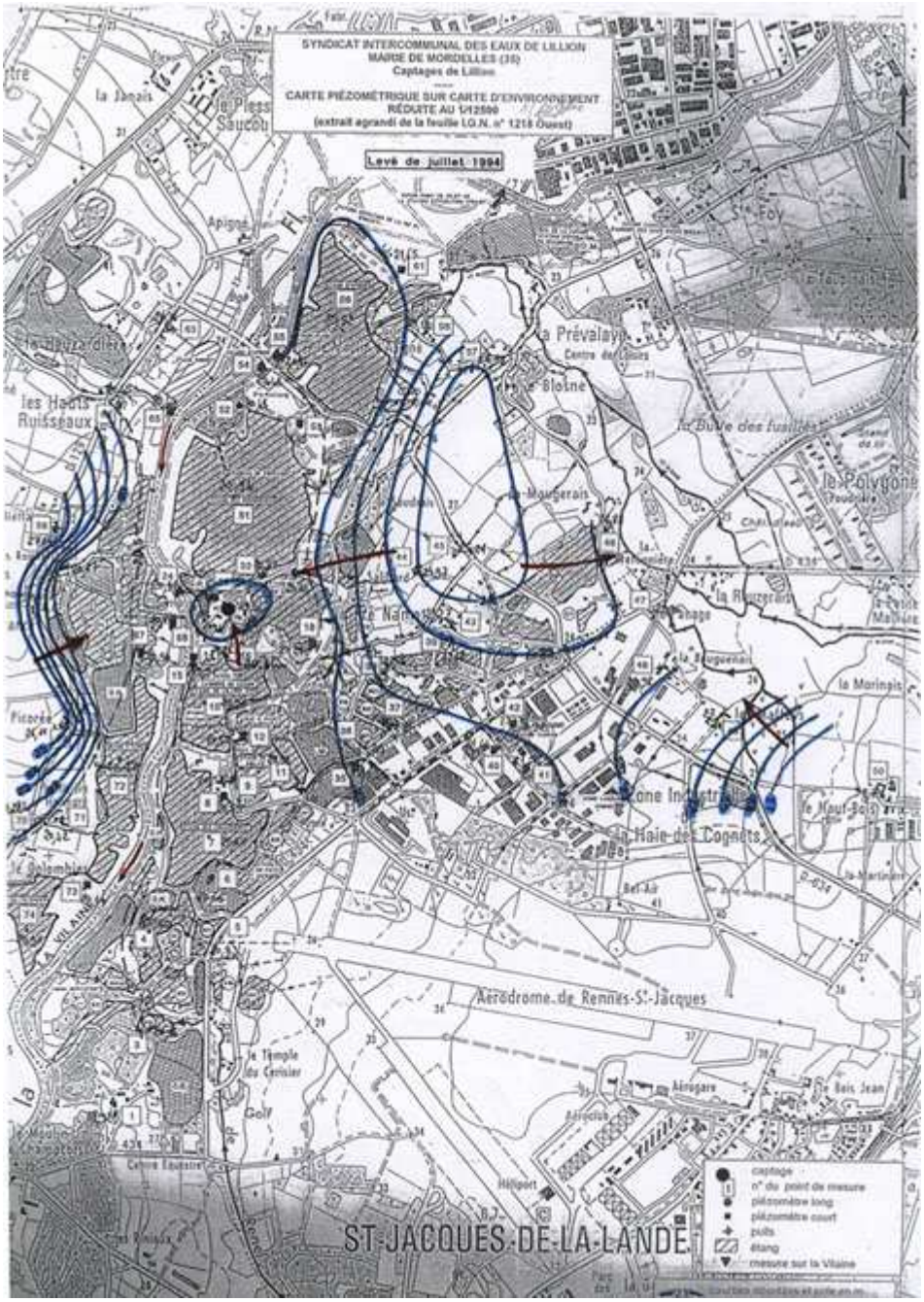


Annexe B Campagne piézométrique 1994

Annexe B.1 Points de référence

Nom	X (m)	Y (m)	Charge mesurée (m) JAN	Charge mesurée (m) MARS	Charge mesurée (m) MAI	Charge mesurée (m) JUILL	Charge mesurée (m) SEPT	Charge mesurée (m) NOV	Charge mesurée (m) MOYENNE
4	393	311	20.87	20.87	20.70	20.61	20.34	20.65	20.67
5	563	247	21.31	21.08	20.98	20.83	20.76	21.05	21.00
6	622	464	20.94	21.02	20.74	20.65	20.36	20.70	20.74
7	627	602	20.81	20.98	20.70	20.61	20.32	20.65	20.68
8	660	773	-	-	20.71	20.59	20.30	20.60	20.55
9	734	821	20.81	20.95	20.72	20.57	20.28	20.56	20.65
10	617	1110	19.97	20.94	20.73	20.56	20.27	20.54	20.50
11	831	885	21.09	20.95	20.75	20.58	20.27	20.54	20.70
12	765	992	-	-	20.75	20.57	20.29	20.55	20.54
14	706	1309	-	-	20.70	20.51	20.14	20.35	20.43
15	579	1304	19.27	20.69	20.49	20.30	19.98	20.09	20.14
16	801	1357	18.69	20.66	20.32	20.04	19.61	19.76	19.85
17	1056	1365	-	-	20.70	20.48	20.13	20.45	20.44
19	780	1444	18.10	20.29	19.96	19.61	19.19	19.22	19.40
24	530	1587	21.16	20.76	20.36	20.32	20.56	20.47	20.61
31	658	1431	17.19	20.51	19.88	19.46	18.80	18.82	19.11
32	877	1602	18.58	20.92	20.65	20.37	19.84	19.63	20.00
33	1002	1602	18.68	20.95	20.48	20.14	19.59	19.60	19.91
35	1186	850	-	-	21.38	21.25	21.02	21.39	21.26
36	1224	982	21.02	21.30	21.31	21.25	21.03	21.19	21.18
37	1308	1038	-	-	21.37	21.31	21.08	21.26	21.26
38	1303	1230	22.60	22.49	22.47	22.36	22.00	22.32	22.37
39	1616	1286	22.40	22.75	22.74	22.63	22.33	22.52	22.56
40	1729	898	-	-	21.35	21.45	21.37	21.57	21.44
41	1775	1013	-	-	21.65	21.55	21.44	21.59	21.56
42	1795	837	-	-	22.33	22.32	22.23	22.37	22.31
43	1591	1403	24.08	23.86	23.51	23.27	22.90	23.64	23.54
44	1481	1566	24.83	24.78	24.53	23.97	23.08	24.76	24.33
45	1660	1615	25.62	25.54	25.28	25.01	24.53	25.35	25.22
48	2430	987	23.65	23.40	23.10	22.98	22.53	22.94	23.10
49	2290	1151	24.24	23.91	23.41	23.16	22.40	22.90	23.34
67	428	1360	-	-	20.66	20.50	20.38	20.58	20.53
68	553	1398	-	-	20.53	20.25	20.48	20.49	20.44
71	59	712	21.23	20.92	20.64	20.42	20.14	20.69	20.67
72	288	870	20.58	20.48	20.37	20.27	20.18	20.39	20.38
73	143	477	-	-	20.28	20.16	20.17	20.50	20.28

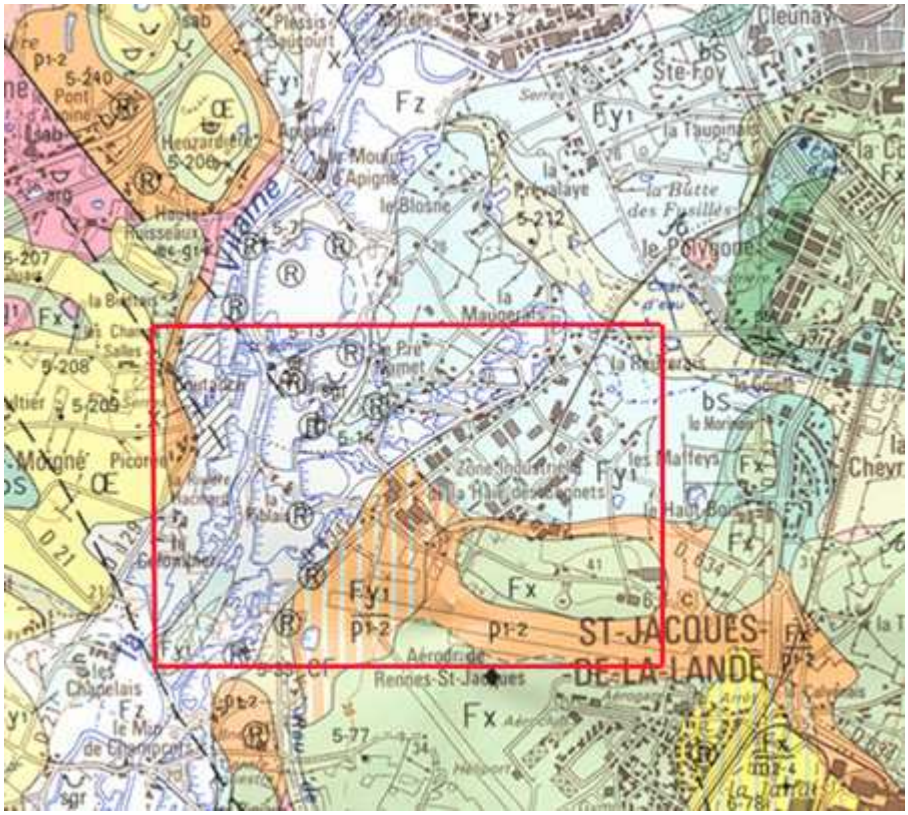
Annexe B.2 Carte piézométrique



Cette carte piézométrique est celle correspondante aux levées de juillet 1994 réalisées par Géoarmor.

Annexe C Définition des conditions aux limites

Annexe C.1 Extrait de la carte géologique de Rennes au 1/50000ème



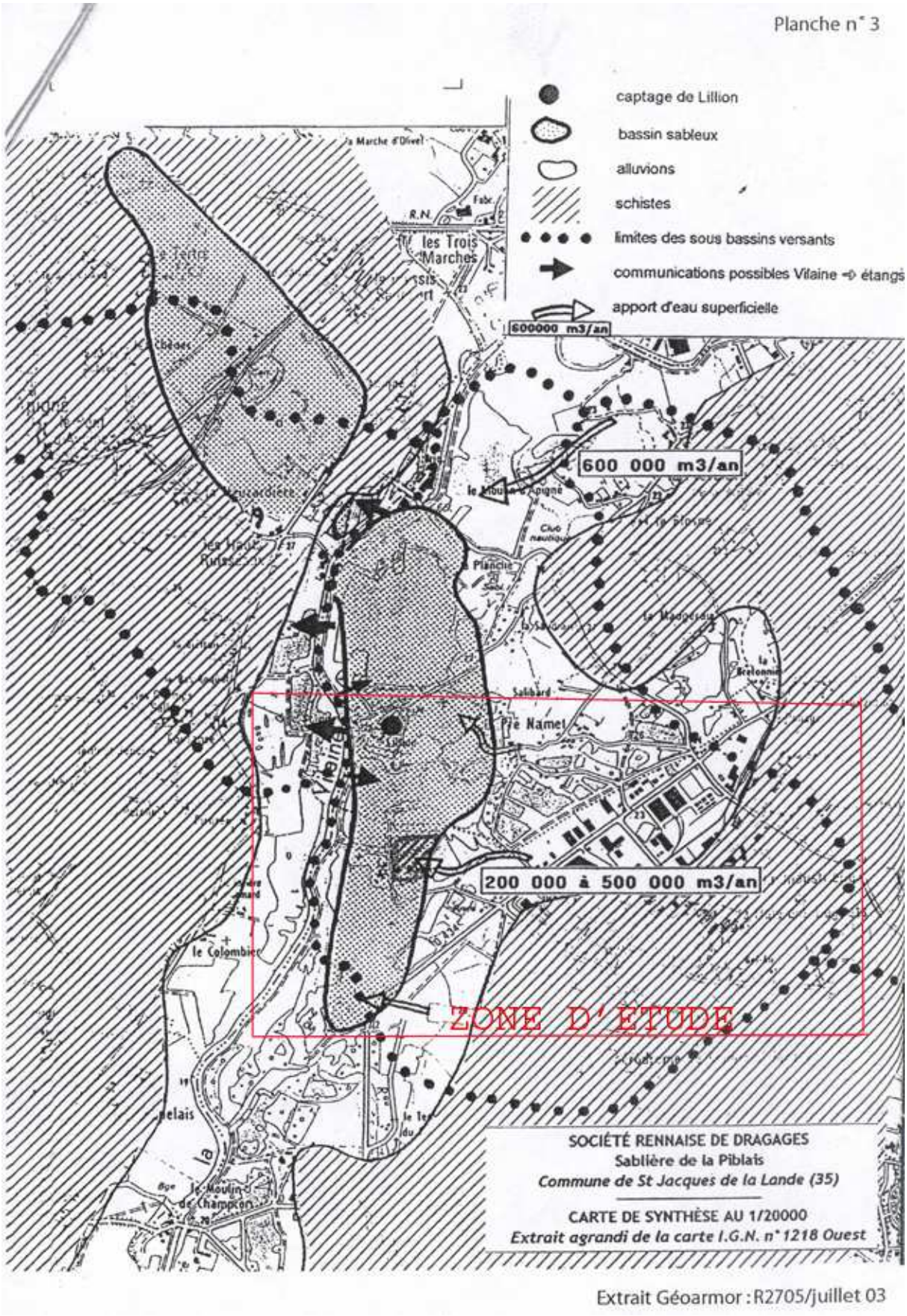
Fy1 — alluvions éémiennes (base de la nappe alluviale) COUCHE 1

Fy1 — alluvions holocènes (sommet de la nappe alluviale) COUCHE 1

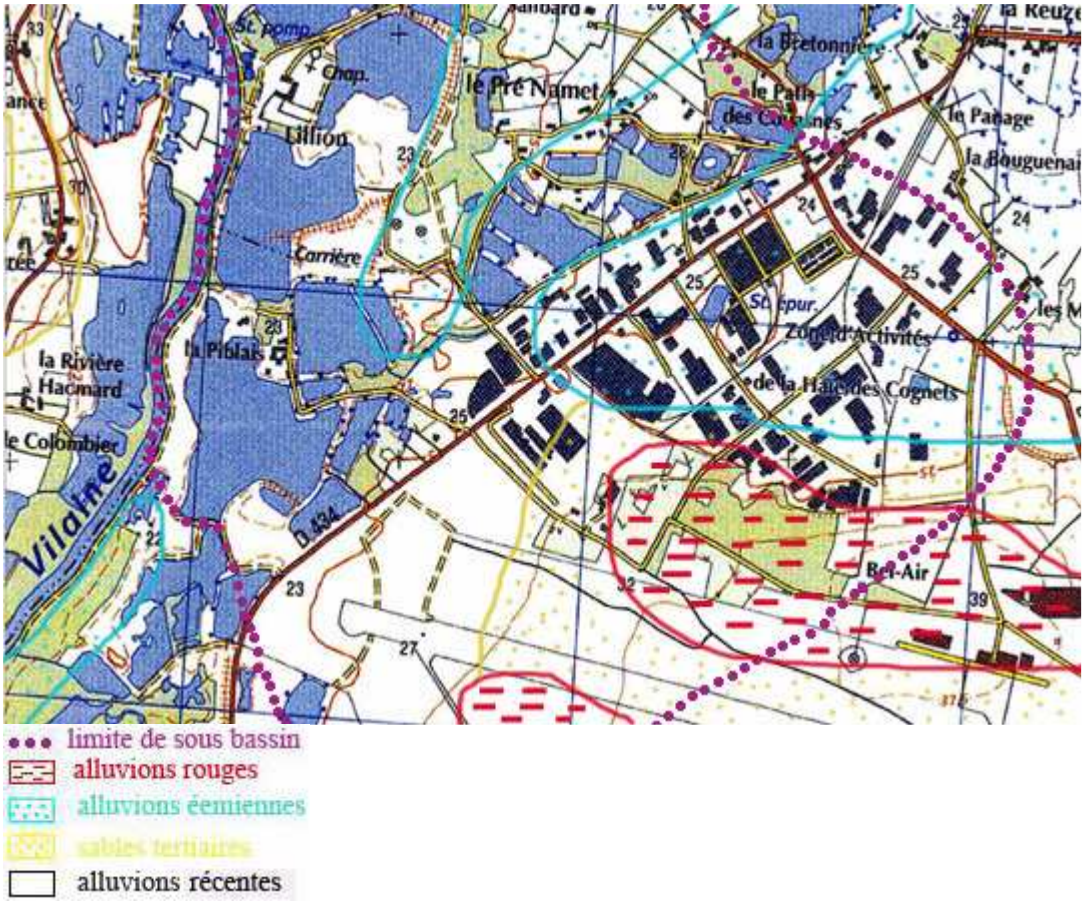
Fz

p1-2 — sables tertiaires COUCHE 2

Annexe C2 : Carte du bassin versant



Annexe C.3 Synthèse



Annexe D Définition conductance – Slugtests

Annexe D.1 Définition de la conductance

La conductance hydraulique est définie par la relation suivante :

$$C_{RIV} = \frac{K.L.W}{M}$$

Avec :
- K : conductivité hydraulique verticale du lit de la rivière
- L : longueur de la rivière dans la cellule
- W : largeur de la rivière dans la cellule
- M : épaisseur du lit de la rivière

Pour les calculs, la valeur de K est de 1.10^{-5} m/s (soit 0,864 m/j) et l'épaisseur du lit de la rivière est supposée constante : M = 1m.
Les valeurs calculées pour la conductance de la rivière sont présentées ci-dessous :

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	1555	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	389
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	518
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	583
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	389
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	1555	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	778	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	1555	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	1555	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	778	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	583	389	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	389	778	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	778	778	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	778	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	1555	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	778	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1555	1167	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1167	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1555	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1167	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	778	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1555	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1555	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1555	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
778	1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1555	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
778	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Valeur des conductances calculées pour la rivière : les valeurs de conductance différentes de 0 représentent la rivière.

Annexe D.2 Slugtests

Principe :

Les essais par chocs hydrauliques consistent à engendrer une impulsion de pression très brève en un point d'une nappe, et à observer la réponse transitoire au même point. L'interprétation varie en fonction de la forme de la cavité où a lieu l'impulsion. On en retire essentiellement la transmissivité (ou la perméabilité), et avec moins de précision le coefficient d'emmagasinement.
Cette méthode ne donne que des coefficients de perméabilité ponctuels: en effet, la perte de charge de l'écoulement se trouve concentrée au voisinage immédiat du piézomètre.

Méthode :

Sur le terrain, la manip consiste à rajouter (slug-test) ou retirer (bail-test) très rapidement un volume d'eau dans un piézomètre et à suivre l'évolution du niveau d'eau dans ce piézomètre en fonction du temps. La vitesse à laquelle le niveau d'eau initial est recouvré dépend d'un facteur de forme du piézomètre (F), ainsi que de la conductivité hydraulique du terrain (K).

1) Darcy:

(1) $q(t) = -FK[H(t) - H_i]$ avec $F = \frac{2\pi l}{\ln\left(\frac{l}{d} + \sqrt{1+(l/d)^2}\right)}$ d'après Hvorslev (1951)

Avec : l=longueur crépinée
d= diamètre du piézomètre
K=perméabilité (m/s)
Hi=charge hydraulique initiale (m)

2) Conservation de la masse:

(2) $q(t) = \pi r^2 \frac{dH(t)}{dt}$ où r: rayon de l'ouvrage (m).

D'après les équations (1) et (2), on obtient:

$$-FK[H(t) - H_i] = \pi r^2 \frac{dH(t)}{dt} \rightarrow \frac{d[H(t) - H_i]}{H(t) - H_i} = -\frac{FK}{\pi r^2} dt \rightarrow \ln[H(t) - H_i] = -\frac{FK}{\pi r^2} t + c$$

A t=0, H=H_m et ln(H_m-H_i)=c soit $\ln \frac{H(t) - H_i}{H_m - H_i} = -\frac{FK}{\pi r^2} t$

Posons $T_0 = \frac{\pi r^2}{FK}$ ➔ $\frac{H(t) - H}{H_0 - H} = e^{-t/T_0}$ (3)

3) Méthode de résolution graphique:

Pour t=T_0, on a $\frac{H(t) - H}{H_0 - H} = e^{-1} = 0{,}37$.

Ainsi, sur un diagramme $f(t) = \log \frac{H(t) - H_i}{H_m - H_i}$ (papier semi-log),

T_0 peut être lu directement pour $\frac{H(t) - H}{H_0 - H} = 0{,}37$, permettant ainsi d'avoir accès à la perméabilité K.

Mesures et résultats :

PZ1 : la descente de l'eau après injection dans le pz1 étant trop rapide et ne permettant pas un suivi précis, deux essais à niveau constant ont été réalisés sur le pz1. Le débit injecté dans le piézomètre permettant la stabilisation du niveau d'eau a été mesuré en chronométrant le remplissage d'un bidon dont le volume était connu.

	charge piézo initiale (m)	charge piézo stable durant l'essai (m)	côte NGF tête de piézo (m)	prof.eau initiale (m)	prof.eau stable durant essai (m)
essai 1	22.18	23.05	24.18	2	1.13
essai 2	22.18	22.87	24.18	2	1.31

Calcul du débit :

	volume (m^3)	temps (s)	débit (m3/s)
essai 1	0.035	47	0.00074468
essai 2	0.035	56	0.000625

Calcul du facteur de forme :

diamètre (m)	longueur crépinée (m)	facteur de forme	profondeur totale (m)
0.112	8	10.13030129	10

Résultats :

	K (m/s)
essai 1	8.44945E-05
essai 2	2.98329E-06

Le calcul de la perméabilité pour un essai réalisé à niveau constant est le suivant :
$K = Q / (F*(Hs – Hi))$

Avec : Q le débit d'injection, F le facteur de forme, Hs la charge hydraulique stable pendant l'essai et Hi la charge initiale.

PZ2 : deux essais à niveau variable ont été réalisés sur le pz2.

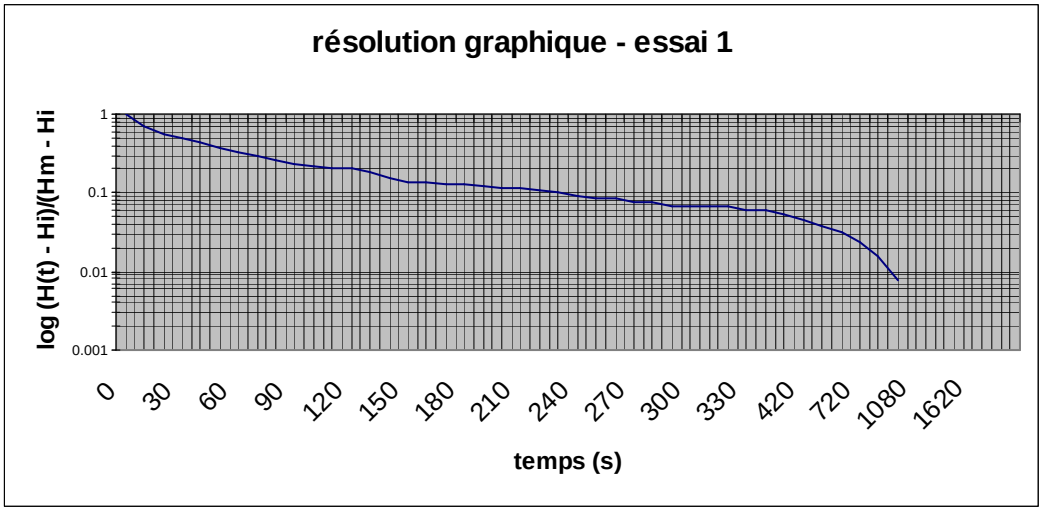
Mesures :

essai 1				essai 2			
temps(s)	profondeur d'eau (m)	temps(s)	profondeur d'eau (m)	temps(s)	profondeur d'eau (m)	temps(s)	profondeur d'eau (m)
10	0.44	360	1.26	10	0.14	360	1.27
20	0.61	390	1.27	20	0.55	380	1.28
30	0.7	420	1.28	30	0.73	400	1.28
40	0.78	480	1.29	40	0.81	420	1.28
50	0.86	600	1.3	50	0.88	440	1.29
60	0.92	720	1.31	60	1.94	460	1.29
70	0.96	840	1.32	70	0.98	480	1.229
80	1	960	1.33	80	1.02	500	1.3
90	1.04	1080	1.34	90	1.05	520	1.3
100	1.05	1200	1.34	100	1.07	540	1.3
110	1.08	1320	1.34	110	1.09	570	1.3
120	1.08	1620	1.34	120	1.11	600	1.3
130	1.1	1800	1.34	130	1.12	630	1.31
140	1.14	2100	1.34	140	1.14	660	1.31
150	1.16			150	1.15	690	1.32
160	1.16			160	1.16	720	1.32
170	1.17			170	1.17	750	1.32
180	1.17			180	1.18	780	1.32
190	1.18			190	1.19	840	1.32
200	1.19			200	1.2	900	1.33
210	1.19			210	1.21	960	1.33
220	1.2			220	1.22	1020	1.33
230	1.21			230	1.22	1080	1.33
240	1.22			240	1.23	1140	1.34
250	1.23			250	1.23	1200	1.34
260	1.23			260	1.24	1260	1.34
270	1.24			270	1.24	1320	1.34
280	1.24			280	1.25	1380	1.34
290	1.25			290	1.25	1440	1.34
300	1.25			300	1.26		
320	1.25			320	1.26		
330	1.26			340	1.27		

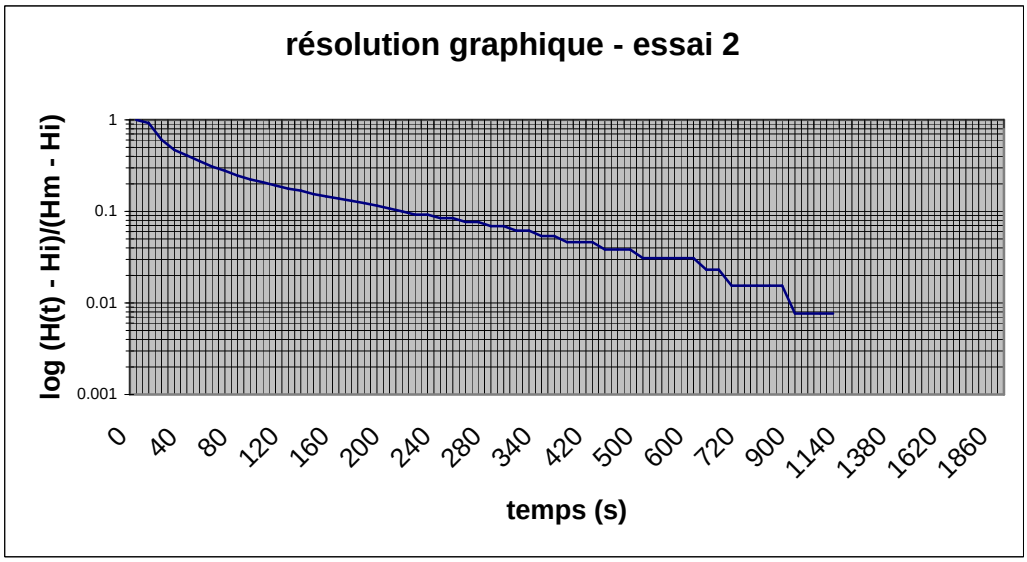
Calcul du facteur de forme :

l(m)	d(m)	F
8	0.112	10.1303013

Résolution graphique :



[H(t)-Hi]/[Hm-Hi]	To (s)	r(m)	F	K
0.37	50	0.056	10.13030129	1.94506E-05



[H(t)-Hi]/[Hm-Hi]	To (s)	r(m)	F	K
0.37	50	0.056	10.1303013	1.9451E-05

Annexe E Résultats du calage hydrodynamique

Numéro	Charge observée (m)	Charge calculée (m)	Ecart charge calculée - observée (m)
4	20.67	20.80	0.13
5	21.00	20.80	-0.20
6	20.74	20.71	-0.02
7	20.68	20.68	0.00
8	20.55	20.68	0.13
9	20.65	20.65	0.00
10	20.50	20.50	0.00
11	20.70	20.65	-0.05
12	20.54	20.61	0.07
14	20.43	20.43	0.00
15	20.14	20.20	0.06
16	19.85	19.90	0.05
17	20.44	20.05	-0.39
19	19.40	19.38	-0.01
24	20.61	20.55	-0.06
31	19.11	19.18	0.07
32	20.00	19.56	-0.44
33	19.91	19.86	-0.04
35	21.26	21.36	0.10
36	21.18	21.18	0.00
37	21.26	21.35	0.10
38	22.37	21.43	-0.94
39	22.56	22.62	0.06
40	21.44	23.25	1.81
41	21.56	23.40	1.84
42	22.31	23.41	1.09
43	23.54	23.03	-0.52
44	24.33	22.67	-1.66
45	25.22	23.27	-1.95
48	23.10	24.47	1.37
49	23.34	24.39	1.06
67	20.53	20.82	0.29
68	20.44	20.27	-0.17
71	20.67	20.38	-0.30
72	20.38	20.38	0.00
73	20.28	19.58	-0.70

Annexe F Concentrations en TCE calculées aux points de surveillance au bout de 10 ans

concentration en TCE (g/m^3) pour les différents essais de simulation		Points de surveillance						
		sources			cibles potentielles			
		P1ZI	P2ZI	P3ZI	HP	11 (étang)	19 (captage)	31 (captage)
Essai 1	alluvions	2.82E-02	2.98E-02	2.31E-02	5.15E-23	-	-	-
	sables	-	-	-	-	8.69E-17	4.07E-18	3.54E-19
Essai 2	alluvions	1.93E-02	1.92E-02	1.76E-02	3.83E-22	-	-	-
	sables	-	-	-	-	2.68E-17	2.97E-15	2.94E-16
Essai 3	alluvions	2.19E-02	4.95E-02	2.56E-02	0	-	-	-
	sables	-	-	-	-	0	0	0
Essai 4	alluvions	2.17E-02	4.81E-02	2.19E-02	0	-	-	-
	sables	-	-	-	-	0	0	0
Essai 5	alluvions	2.76E-02	3.04E-02	2.46E-02	5.32E-25	-	-	-
	sables	-	-	-	-	4.97E-18	1.50E-18	6.85E-20
Essai 6	alluvions	4.85E-02	5.51E-02	4.13E-02	1.15E-36	-	-	-
	sables	-	-	-	-	5.73E-27	6.37E-30	4.08E-32
Essai 7	alluvions	3.13E-02	3.47E-02	2.69E-02	1.06E-30	-	-	-
	sables	-	-	-	-	8.28E-23	1.17E-23	2.11E-25
Essai 8	alluvions	3.13E-02	3.47E-02	2.69E-02	1.06E-30	-	-	-
	sables	-	-	-	-	8.28E-23	1.17E-23	2.11E-25

Annexe G Autres documents et études réalisées au cours du stage

- Réalisation d'une base de donnée physico-chimique sur les principaux polluants ;

- Réalisation d'une base de donnée sur les aquifères (valeurs de perméabilités et de porosité pour les différentes formations aquifères)

- Réalisation d'une base de donnée sur les guides méthodologiques et sur la bibliographie concernant les sites et sols pollués ;

- Slugtests : réalisation du protocole de l'essai, réalisation d'essais sur le terrain, réalisation de tableurs d'interprétation graphique des mesures ;

- Réalisation d'une ESR (Etude Simplifiée des Risques) : recherche documentaire, étude hydrogéologique, rédaction du rapport ;

- Etude de marché sur les prélèvements stratifiés en nappe ;

- Diagnostic hydrogéologique d'un site industriel ;

- Rédaction d'un guide méthodologique sur la modélisation : guide d'utilisation du logiciel PMWIN, principes et techniques de modélisation, étude détaillée de deux cas réels, glossaire hydrogéologie - modélisation ;

- Formation PMWIN pour le personnel concerné du bureau d'étude ;

- Recherche et classement documentaire.